

DESEMPENHO DE TRATAMENTO E AVALIAÇÃO HIDRODINÂMICA DE UM *WETLAND* CONSTRUÍDO VERTICAL COM FUNDO SATURADO

Greta Symanski Rey Gil

Florianópolis, 2018/2

Greta Symanski Rey Gil

**DESEMPENHO DE TRATAMENTO E AVALIAÇÃO
HIDRODINÂMICA DE UM *WETLAND* CONSTRUÍDO
VERTICAL COM FUNDO SATURADO**

Trabalho apresentado à Universidade
Federal de Santa Catarina para a
Conclusão do Curso de Graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental.
Orientadora: Dr^a. Catiane Pelissari
Coorientador: Eng. Victor Ybarzo
Fechine

Florianópolis
Novembro/2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor através do Programa
de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Gil, Greta Symanski Rey
DESEMPENHO DE TRATAMENTO E AVALIAÇÃO
HIDRODINÂMICA DE UM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL COM
FUNDO SATURADO / Greta Symanski Rey Gil ;
orientadora, Catiane Pelissari, coorientador,
Victor Ybarzo Fachine, 2018.
84 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro
Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental, Florianópolis, 2018.

Inclui referências.

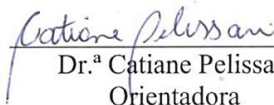
1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2.
Tratamento descentralizado. 3. Desempenho de
tratamento. 4. Avaliação hidrodinâmica. 5. Testes com
traçador salino. I. Pelissari, Catiane . II. Ybarzo
Fachine, Victor. III. Universidade Federal de Santa
Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental. IV. Título.


Greta Symanski Rey Gil

**DESEMPENHO DE TRATAMENTO E AVALIAÇÃO
HIDRODINÂMICA DE UM *WETLAND* CONSTRUÍDO
VERTICAL COM FUNDO SATURADO**


Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos para a Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental - TCC II.

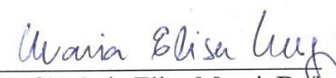
Florianópolis, novembro de 2018.


Dr.ª Catiane Pelissari
Orientadora


Eng. Victor Ybarzo Fachine
Coorientador

Banca Examinadora:


Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina


Prof.ª Maria Elisa Magri, Dr.ª
Universidade Federal de Santa Catarina

Este trabalho é dedicado aos meus pais.

AGRADECIMENTOS

A caminhada foi longa e, finalmente, o fim da graduação se aproxima. Ao longo desses cinco anos e meio gostaria de agradecer primeiramente à minha família, pelo apoio incondicional. Estivemos distantes fisicamente, mas com nossos corações sempre próximos. Meu pai, Enis Rey Gil Junior; minha mãe, Gisela Simões Symanski; Abigail Kila; meu pai e mãe de coração, companheiros de meus pais, Ianes Michelin e Cesar Augusto Silveira; meu irmão, Igor Symanski Rey Gil; meus avós, Ecilda Simões Symanski e Carlos Alberto Symanski. Todos que de alguma forma ansiaram por minhas voltas à Porto Alegre e fizeram meus retornos serem repletos de alegria.

Agradeço ao GESAD, por terem aberto suas portas para mim, que nunca havia trabalhado com *wetlands* antes, e fornecido todos os meios para ampliar meus conhecimentos e realizar esse trabalho. Vocês me trouxeram para uma área que sempre tive interesse e sou muito grata por isso. Meu obrigada à Catiane Pelissari, orientadora pontual que pôde me passar um pouquinho dos seus vastos conhecimentos e me aceitou nesse mundo novo.

Agradeço imensamente ao Victor Fechine, coorientador que foi praticamente um “parceiro de laboratório”, meu fiel companheiro na realização dos experimentos e sempre disposto a tirar qualquer dúvida e me ajudar prontamente. Com certeza sua motivação e bons espíritos me influenciaram muito positivamente para chegar aqui e você vai muito longe!

Obrigada ao João Victor Galvane, meu querido companheiro de curso, sala e vida - esses últimos quatro anos e meio não foram fáceis, mas com você ao lado não foram difíceis também.

Aos meus colegas de sala de aula, companheiros de trabalhos, parceiros de bares e confidentes: obrigada pelo companheirismo e por tornarem a vida mais leve.

Por último, mas não menos importante, gostaria de agradecer à FUNASA e ao CNPq pelo financiamento e suporte da pesquisa.

“And those who were seen dancing
were thought to be insane
by those who could not hear the music.”

— Friedrich Nietzsche

RESUMO

Esse estudo avaliou o desempenho de tratamento e hidrodinâmica de um *wetland* construído vertical com fundo saturado (WCV-FS) aplicado no tratamento de esgoto sanitário pós tanque séptico, o qual está operando desde 2015, durante 6 meses de monitoramento. O WCV-FS possui areia como material filtrante, altura útil de 75cm dos quais os últimos 40cm estão saturados com o próprio efluente da unidade, área superficial de 7,5m², e plantado com a macrófita *Typha domingensis*. Durante o período do estudo (março a agosto de 2018) o WCV-FS operou sob uma carga orgânica e hidráulica média de 42,5g DQO/m².d e 106mm/d, respectivamente. Essa pesquisa foi conduzida baseada em distintas avaliações. Primeiramente, foi realizado o monitoramento físico-químico afluente e efluente da unidade de tratamento. Em seguida, avaliou-se a remoção em termos de carga de DQO e N-NH₄⁺ ao longo do tempo de drenagem de um pulso de alimentação do WCV-FS. Por fim, o comportamento hidrodinâmico foi caracterizado por meio de testes com traçador salino (NaCl). Os resultados obtidos mostraram eficiências médias de remoção em termos de concentração de 91 ± 2% para DBO₅, 93 ± 3% para DQO, 99 ± 2% para SST, 37 ± 17% para NT e 65 ± 18% para N-NH₄⁺. Em relação a remoção de carga ao longo do pulso, constatou-se uma remoção média de 43,6 ± 0,3 gDQO/m².d e 5,7 ± 0,2 gN-NH₄⁺/m².d. Além disso, verificou-se que não houve variação nas concentrações dos poluentes nas amostras de saída coletadas ao longo do pulso. Os indicadores hidrodinâmicos revelaram que o WCV-FS apresentou comportamento próximo de um regime de mistura completa, com baixa dispersão e pouca presença de zonas mortas e curtos circuitos. O tempo de detenção hidráulico médio (TDH_{médio}) obtido foi de 1,4 dias, o qual representa 85% do TDH_{nominal}. Diante disso, o WCV-FS apresentou-se como uma possibilidade de ser empregado ao tratamento descentralizado de esgoto sanitário, devido a sua capacidade de promover a nitrificação e desnitrificação sequenciais e alcançar valores excelentes de desempenho de remoção de poluentes.

Palavras-chave: Tratamento descentralizado. Ecotecnologia. Regime hidráulico. Condições operacionais. Desempenho de tratamento.

ABSTRACT

This study evaluated the removal efficiencies and hydrodynamics of a partially saturated vertical subsurface flow (SVF) wetland applied to urban wastewater treatment after septic tank, which has been operating since 2015, monitored during 6 months. The SVF wetland has coarse sand as bed media with useful height of 75cm where the last 40cm are saturated with its own effluent, surface area of 7.5m², and was planted with *Typha domingensis* macrophyte. During the monitoring period (march to august, 2018) the SVF wetland was operated under organic and hydraulic loading rates applied of 42.5 g COD/m².d and 106mm/d, respectively. This research was conducted based on three evaluations activities. First, a physical-chemical quality monitoring of the effluent from the treatment unit was performed. Then, the performance in terms of COD and N-NH₄⁺ loads removal, along the drainage time of a feeding pulse, was evaluated. Finally, the hydrodynamic behaviour was characterized over tracer tests using NaCl. The removals efficiency were 91 ± 2% for BOD₅, 93 ± 3% for COD, 99 ± 2% for TSS, 37 ± 17% for TN and 65 ± 18% for N-NH₄⁺. Regarding the load removal rate along the pulse, an average removal of 43.6 ± 0.3 gCOD/m².d and 5.7 ± 0.2 gN-NH₄⁺/ m² was identified. In addition, it was found that there were no major changes in concentrations in the samples collected along the pulse. The hydrodynamics indicators revealed the SVF wetland behavior is close to a complete mix reactor, with low dispersion and low presence of dead and short zones. The average hydraulic detention time (HDT_m) was 1.4 days, representing 85% of the theoretical HDT. The SVF wetland presented itself as a possibility to serve decentralized urban wastewater treatment, due to its ability of promoting sequential nitrification and denitrification and high efficiency in removal of pollutants.

Keywords: Decentralized wastewater treatment. Ecotechnology. Hydraulic regime. Operational conditions. Treatment performance.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Classificação dos <i>wetlands</i> construídos.....	26
Figura 2 - Esquema de um WCV-FS.....	27
Figura 3 - Curva concentração/tempo do traçador (DTR).....	39
Figura 4 - Localização da EETE	42
Figura 5 - Esquema do sistema.....	43
Figura 6 - Curva granulométrica do WCV-FS	44
Figura 7 - Controlador de saturação do sistema	44
Figura 8 - Análises nas dependências do GESAD	45
Figura 9 - Aparato aferidor de vazão (basculante)	47
Figura 10 - Hidrograma de saída do WCV-FS	47
Figura 11 - Tanque utilizado para mistura (vazio) e aplicação de NaCl	49
Figura 12 - Identificação da bóia utilizada para marcação do volume ..	49
Figura 13 - Condutivímetro utilizado para os testes	50
Figura 14 - Utilização de condutivímetro para monitoramento de saída do efluente e basculante	50
Figura 15 - Metodologia para conhecimento da curva concentração x condutividade no WCV-FS	51
Figura 16 - Curva da variação da concentração de NaCl x condutividade (1º teste).....	51
Figura 17 - Curva da variação da concentração de NaCl x condutividade (2º teste).....	52
Figura 18 - Gráfico tipo <i>box plot</i> destacando os valores de alcalinidade no WCV-FS em termos de concentração para o período de monitoramento	58
Figura 19 – Gráfico tipo <i>box plot</i> destacando os valores de DBO e DQO no WCV-FS em termos de concentração para o período de monitoramento	59
Figura 20 - Gráfico tipo <i>box plot</i> destacando os valores da série de sólidos no WCV-FS em termos de concentração	60
Figura 21 - Gráfico tipo <i>box plot</i> destacando os valores de NT e outras formas de nitrogênio no WCV-FS em termos de concentração para o período de monitoramento.....	61
Figura 22 - Teste nº 1: Compilação do comportamento das cargas de DQO e amônia ao longo de um pulso de alimentação do WCV-FS	63
Figura 23 - Teste nº 2: Compilação do comportamento das cargas de DQO e amônia ao longo de um pulso de alimentação do WCV-FS	63
Figura 24 - Determinação de atendimento à legislação do lançamento de nitrogênio amoniacal ao longo de um pulso do WCV-FS.....	65

Figura 25 - Concentração média de DBO_5 do efluente do WCV-FS e padrão da Lei de SC 14.675/2009	66
Figura 26 - Concentração média de amônia do efluente do WCV-FS e padrão CONAMA 430/2011	67
Figura 27 - Distribuição de frequências das concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal ao longo do período de estudo do WCV-FS.....	67
Figura 28 - Teste nº 1: (a) Curva de recuperação de NaCl por tempo em resposta ao teste com traçador.....	68
Figura 29 - Teste nº 1: (b) Curva de distribuição dos tempos detenção hidráulica (curva E), e curva cumulativa dos tempos de detenção (curva F).....	69
Figura 30 - Teste nº 2: (a) Curva de recuperação de NaCl por tempo de resposta ao teste com traçador.....	69
Figura 31 - Teste nº 2: (b) Curva de distribuição dos tempos detenção hidráulica (curva E), e curva cumulativa dos tempos de detenção (curva F).....	70
Figura 32 - Comparação das curvas de recuperação de NaCl por tempo em resposta aos testes com traçador.....	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Processos de remoção de contaminantes em <i>wetlands</i> construídos	29
Tabela 2 - Estudos realizados com WCV-FS	32
Tabela 3 - Índices de desempenho hidráulico em WCs.....	39
Tabela 4 - Principais equações dos parâmetros hidrodinâmicos	40
Tabela 5 – Metodologia aplicada nas análises físico-químicas	46
Tabela 6 - Frequência para coleta de amostras para o 1º teste	48
Tabela 7 - Frequência para coleta de amostras para o 2º teste	48
Tabela 8 - Dados gerais dos 2 testes com traçador.....	52
Tabela 9 - Concentrações médias afluente e efluentes, desvio padrão (DP), medianas, mínimos, máximos e eficiências de remoção dos parâmetros físico-químicos referentes ao período de monitoramento de março a agosto de 2018.....	56
Tabela 10 - Resumo das cargas e eficiências obtidas ao longo de um pulso do WCV-FS.....	62
Tabela 11 - Resumo da CONAMA 430/2011 e Lei de SC 14675/2009	64
Tabela 12 - Indicadores hidrodinâmicos do WCV-FS referentes aos testes com traçador	71

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA – *American Public Health Association*
CETESAN - Central Educacional de Tratamento de Esgoto Sanitário
CP – Caixa de passagem
d₁₀ – Diâmetro referente a 10% do material passante (diâmetro efetivo)
d₆₀ – Diâmetro referente a 60% do material passante
DBO_{5,20} – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
EB – Estação de Bombeamento
ETE – Estação de Tratamento de Esgotos
e_v – Eficiência volumétrica
FUNASA – Fundação Nacional da Saúde
GESAD – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICC – Índice de Curto Circuito
IDM – Índice de Dispersão de Morril
ITMR – Índice de Tempo Modal de Retenção
LIMA – Laboratório Integrado de Meio Ambiente
NBR – Norma Brasileira
NH₄⁺ – Nitrogênio amoniacal
NO₂⁻ – Nitrogênio nitrito
NO₃⁻ – Nitrogênio nitrato
pH – Potencial Hidrogênionico Saturado
SST – Sólidos Suspensos Totais
t₁₀ – Tempo no qual 10% do traçador passou pelo sistema
t₅₀ – Tempo no qual 50% do traçador passou pelo sistema
TAH – Taxa de aplicação hidráulica
TDH_{médio} – Tempo de detenção hidráulico médio
TDH_n – Tempo de detenção hidráulica nominal ou teórico
t_i – Tempo no qual o traçador começa a aparecer
t_p – Tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada
U – Coeficiente de Uniformidade
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
WC – *Wetland* Construído
WCH - *Wetland* Construído Horizontal
WCVD – *Wetland* Construído Vertical Descendente
WCVD-FS – *Wetland* Construído Vertical Descendente com Fundo

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	23
2	OBJETIVOS	24
2.1	OBJETIVO GERAL	24
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	24
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	25
3.1	<i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS.....	25
3.1.1	Classificação dos <i>wetlands</i> construídos.....	25
3.2	<i>WETLAND</i> CONSTRUÍDO VERTICAL COM FUNDO SATURADO	27
3.2.1	Elementos atuantes nos WCV-FS	29
3.2.2	Parâmetros influentes na performance de tratamento do WCV-FS	30
3.2.2.1	Regime hidráulico	36
3.2.2.2	Carga orgânica aplicada	36
3.2.2.3	Hidrodinâmica.....	37
4	METODOLOGIA	41
4.1	LOCAL DA PESQUISA.....	41
4.2	DIMENSIONAMENTO E PARÂMETROS OPERACIONAIS DO WCV-FS.....	43
4.3	MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	45
4.3.1	Avaliação da carga de saída ao longo da alimentação de um pulso	46
4.4	ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS.....	48
4.5	DETERMINAÇÃO DOS INDICADORES HIDRODINÂMICOS.....	48
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
5.1	DESEMPENHO DE TRATAMENTO	55
5.2	VARIAÇÃO DA REMOÇÃO DE CARGA AO LONGO DA DRENAGEM DE UM PULSO DE ALIMENTAÇÃO	62
5.2.1	Atendimento aos parâmetros de lançamento	64

5.2.1.1	Atendimento a legislação quanto a um pulso de alimentação ..	64
5.2.1.2	Atendimento a legislação quanto ao sistema como um todo	65
5.3	TESTES COM TRAÇADOR	68
5.3.1	Indicadores hidrodinâmicos.....	71
6	CONCLUSÕES.....	75
7	REFERÊNCIAS.....	77
8	APÊNDICE.....	85
8.1	Dados brutos do monitoramento físico-químico.....	85

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a universalização do tratamento de esgoto sanitário ainda é um processo lento e deficiente. Segundo o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos (SNIS, 2016), menos da metade (44,9%) dos esgotos gerados tiveram tratamento no ano de 2016. Pensando nisso, processos individualizados e simplificados, de baixo custo e pouca manutenção, podem vir como uma alternativa para aumento dessa universalização e como forma de atender ao mercado de saneamento descentralizado. De acordo com Philippi e Sezerino (2004), a utilização de sistemas naturais aplicados no tratamento de efluentes de esgotos é bastante antiga e já teria sido utilizada pelos Astecas na cidade do México no passado. O grande destaque atual desses sistemas naturais são os *wetlands* construídos (WC), também conhecidos como zona de raízes ou ainda filtros plantados com macrófitas, projetados, sobretudo, para remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos em suspensão e transformações nitrogenadas presentes no esgoto afluente.

Dentre as diferentes modalidades de WC, os *wetlands* construídos verticais com fundo saturado (WCV-FS) são considerados uma modificação da clássica modalidade de WC vertical. No entanto, nessa modificação é mantido um controlador de nível, o qual mantém uma camada constante de efluente dentro do módulo favorecendo processos complexos de nitrificação e desnitrificação sequenciais na mesma modalidade, com menos área ocupada, nenhum gasto adicional de energia e atingindo eficiências satisfatórias (PELISSARI *et al.*, 2018; SANTOS *et al.*, 2018).

Para a utilização e disseminação dessa modalidade de WC, é necessário a compreensão do seu funcionamento, ou seja, como o material filtrante, as macrófitas, microrganismos e o regime hidráulico, elementos clássicos atuantes no tratamento, influenciam no desempenho de tratamento do WCV-FS. Além disso, como os parâmetros de dimensionamento interferem na eficiência de tratamento, e até como essa eficiência pode diminuir ao longo dos anos de funcionamento e levar ao processo de colmatção, são questões a serem elucidadas atualmente.

Diversas variáveis hidráulicas estão envolvidas no desempenho de tratamento no WCV-FS, tais como o tipo do regime hidráulico, a presença ou ausência de períodos de alimentação e repouso, o número de ciclos de alimentação por dia e a taxa hidráulica aplicada na seção superficial do módulo (EPA, 2000; LEVENSPIEL, 2000; KADLEC; WALLACE, 2009; CRUZ *et al.*, 2016). Nesse sentido, o entendimento destas é muito importante para maximizar o desempenho de tratamento, bem como para

ampliar a difusão dessa tecnologia, principalmente no mercado de saneamento descentralizado. Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar a hidrodinâmica de um WCV-FS aplicado no tratamento de esgoto sanitário pós tanque séptico, em operação desde 2015.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de tratamento e a hidrodinâmica ao longo de 6 meses de monitoramento de um *wetland* construído vertical com fundo saturado (WCV-FS) empregado no tratamento de esgoto sanitário, em operação desde 2015.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o desempenho de tratamento de um WCV-FS em termos de remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos suspensos e nitrogênio;
- Avaliar a remoção em termos de carga orgânica ao longo de um pulso de alimentação do WCV-FS;
- Determinar os índices hidrodinâmicos do WCV-FS resultantes de um período operacional de 6 meses de funcionamento.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os *wetlands* construídos (WC) são sistemas concebidos e projetados pelo homem para enfatizar características específicas de ecossistemas de zonas alagadas naturais e aumentar sua eficiência de tratamento, envolvendo a utilização de um material filtrante, de macrófitas e de microrganismos que se desenvolvem no maciço filtrante da unidade de tratamento (KADLEC; WALLACE, 2009).

3.1.1 Classificação dos *wetlands* construídos

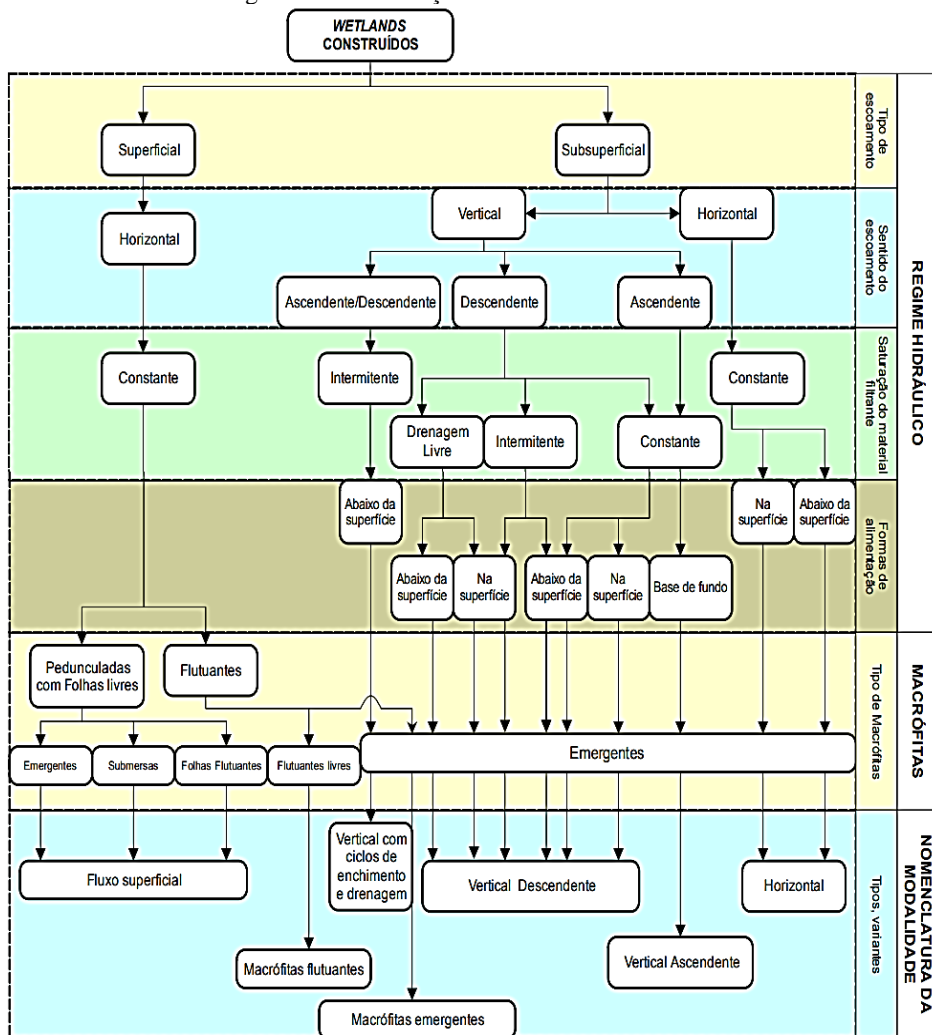
Os WC são classificados em dois grandes grupos de acordo com o escoamento, podendo ser de escoamento superficial (com lâmina livre) ou de escoamento subsuperficial. Levando em conta o fluxo hidráulico de percolação, subdivide-se em fluxo horizontal ou fluxo vertical. (FONDER; HEADLEY; 2013).

Nos WC horizontal (WCH), o esgoto percola horizontalmente o *wetland*, portanto o nível de água é mantido abaixo da superfície (IWA, 2017). O esgoto é impulsionado por uma declividade de fundo de forma a entrar em contato com regiões aeróbias, anóxicas e anaeróbias, sendo as duas últimas ocorrendo com mais frequência nas camadas mais profundas do leito. O princípio básico é a formação de biofilme aderido a um meio suporte e raízes das plantas, onde comunidades de microrganismos irão depurar a matéria orgânica (DBO e SST) e promover nitrificação e desnitrificação, de forma geral com boa performance (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Nos WC vertical (WCV), o efluente percola verticalmente através do filtro (sendo o mais comum de forma descendente) e o arraste de oxigênio proporciona um ambiente oxidativo que favorece a depuração de matéria orgânica e a nitrificação. Segundo Hoffmann *et al.* (2011), é comum a alimentação desses sistemas ser intermitente em períodos curtos, seguida de longos intervalos de descanso, o que ajuda a evitar a obstrução do filtro e aumentar a transferência de oxigênio para o material filtrante.

A Figura 1 traz um esquema das classificações dos WC, levando em conta tipo e sentido do escoamento, saturação do material filtrante, formas de alimentação e tipo de macrófitas.

Figura 1 - Classificação dos *wetlands* construídos



Fonte: Rouso (2017) adaptado de Fonder e Headley (2013).

Os caminhos de transformação de nitrogênio em WCH e WCV, quando operados separadamente, acabam geralmente convertendo-o em diversas formas diferentes de nitrogênio e não o removendo, envolvendo amonificação, adsorção, volatilização de amônia, nitrificação e desnitrificação. Nos WCV, por exemplo, não havendo ambientes

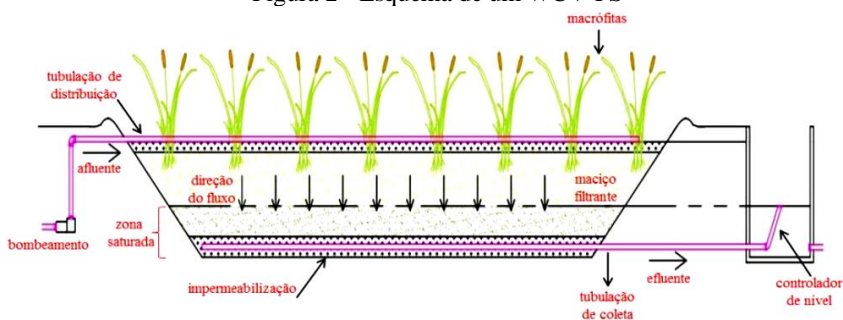
redutores o suficiente para realizar o processo da desnitrificação, a nitrificação acaba sendo o principal mecanismo associado as transformações do nitrogênio, criando uma limitação na remoção de nitrogênio total e baixo desempenho de tratamento (VYMAZAL, 2007). Além disso, segundo Saeed e Sun (2011) e Lavrova e Koumanova (2010), essas limitações também podem estar associadas com a competição por oxigênio de bactérias heterótrofas e autótrofas, e a falta de disponibilidade de compostos orgânicos para a desnitrificação.

Devido a esse baixo desempenho na remoção de nitrogênio nos modelos convencionais de WCV separadamente, estratégias operacionais têm surgido, como é o caso dos *wetlands* construídos verticais com fundo saturado (WCV-FS) (SANTOS *et al.*, 2018), que com zonas anaeróbicas e anóxicas na parte inferior do leito e aeróbicas no topo favorecem simultaneamente a nitrificação e desnitrificação em apenas um *wetland*, a ser abordado no item seguinte.

3.2 WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL COM FUNDO SATURADO

De acordo com Kim *et al.* (2014), os WCV-FS (Figura 2) possuem os mesmos princípios de tratamento que os WCV convencionais, mas para alcançar a nitrificação seguida da desnitrificação em uma única unidade, proporciona-se uma saturação no meio filtrante pela elevação do controlador de nível de saída, proporcionando condições para estabelecimento de condições anaeróbicas/anóxicas no fundo do filtro e condições aeróbicas na superfície.

Figura 2 - Esquema de um WCV-FS



Fonte: Santos (2015).

Um dos primeiros estudos publicados envolvendo saturação de fundo foi o de Dong e Sun (2007), na França. Os autores realizaram

experimentos em duas modalidades de sistemas franceses WCV + WCH (o mesmo WCH para os dois WCV), sendo que um dos verticais continha saturação de fundo de 55cm (leito total de 80cm), dimensionados para uma comunidade de 220 pessoas, e foi constatado uma maior remoção de amônia associada ao sistema WCV-FS + WCH (56,54%) em comparação com o WCV + WCH convencional (29%). Além disso, as remoções de NTK também foram superiores, 54% em comparação com 35%. As remoções de NT ficaram parecidas com 54% versus 55%.

Ainda no estudo de Dong e Sun (2007), a amônia removida pela aprimoração do sistema com saturação de fundo foi duas vezes maior ao sistema convencional. As vias de remoção de nitrogênio foram completamente diferentes em um sistema e no outro, sendo a desnitrificação de nitrato o processo predominante no convencional e a oxidação de amônia no sistema com WCV-FS. Houve um favorecimento também na remoção de DQO, sólidos e fósforo do sistema com saturação, sendo, respectivamente, 67% contra 75%, 81% contra 86% e 19% contra 44%.

O fato de haver ambientes oxidativos e redutores em um mesmo módulo com diferentes condições de saturação de fundo influencia nas condições ambientais dentro dos maciços filtrantes e leva ao estabelecimento de diferentes microrganismos com desempenhos de tratamento distintos (SANTOS *et al.*, 2016).

Em uma pesquisa recente de Pelissari *et al.* (2018), monitorou-se o desempenho de tratamento de um WCV e um WCV-FS durante seis meses, com carga orgânica e taxa hidráulica aplicadas de 40 gDBO/m².d e 133mm/d, respectivamente. As unidades eram compostas de 10cm de areia no topo mais 70cm de pedregulhos, sendo que a saturação no WCV-FS era de 35cm. Os resultados trouxeram remoções semelhantes de DQO (64% e 66% para insaturado e saturado, respectivamente) e amônia (68% insaturado e 69% saturado), mas para NT a remoção no WCV-FS (56%) foi superior ao WCV (34%).

Outros desempenhos na remoção de nitrogênio, principalmente de amônia, já foram demonstrados em diversos estudos como Santos *et al.* (2018) com remoções de NT de 45% e amônia de 66%, Saeed e Sun (2017) com remoções de NT de 42% e 44% de amônia, Pelissari *et al.* (2017) com remoções de 58% de NT e 93% de amônia e Trein *et al.* (2015) com remoções de amônia de 93%.

3.2.1 Elementos atuantes nos WCV-FS

Os principais elementos atuantes na remoção de contaminantes nos WCV-FS são o tipo de material filtrante, macrófitas e microrganismos. A Tabela 1 traz um resumo de todos os processos atuantes em *wetlands* de maneira geral.

Tabela 1 - Processos de remoção de contaminantes em *wetlands* construídos

Contaminante	Processo
Matéria orgânica (mensurada como DBO ou DQO)	<ul style="list-style-type: none"> • A parte particulada é removida por sedimentação ou filtração e convertida para DBO solúvel; • A parte solúvel é fixada no biofilme (raízes, partículas de areia, etc.) e removida por degradação das bactérias acopladas.
Sólidos suspensos (SST)	<ul style="list-style-type: none"> • Filtração; • Decomposição por bactérias específicas do solo em tempos de retenção longos.
Nitrogênio	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrificação e desnitrificação no biofilme; • Absorção pelas plantas (influência limitada).
Fósforo	<ul style="list-style-type: none"> • Retenção no solo (adsorção); • Precipitação com cálcio, alumínio e ferro; • Absorção pelas plantas (influência limitada).
Patógenos	<ul style="list-style-type: none"> • Filtração; • Adsorção; • Predação (“alimentação”) por protozoários; • Morte devido a longos períodos de retenção.
Metais Pesados	<ul style="list-style-type: none"> • Precipitação e adsorção; • Absorção pelas plantas (influência limitada).
Contaminantes Orgânicos	<ul style="list-style-type: none"> • Adsorção pelo biofilme e partículas de solo; • Decomposição devido a longos períodos de retenção e possivelmente bactérias específicas do solo.

Fonte: Adaptada de Hoffmann *et al.* (2011).

O tratamento nos WC baseia-se no princípio de filtração, motivo pelo qual o conhecimento das características do material que irá atuar no processo é muito importante. Os principais materiais utilizados são brita, cascalho e areia, podendo estar imersos completamente no líquido ou não imersos, com um espaço para a passagem de ar ou gás no biofilme acima da superfície do líquido (METCALF; EDDY, 2004). Segundo Phillipi e Sezerino (2004), as características granulométricas do material influenciam na condutividade hidráulica. Quanto menor a granulometria,

menores os espaços entre as partículas e menor a condutividade hidráulica, sendo mais fácil ocorrer a colmatção do leito. Além disso, a condutividade hidráulica é essencial para uma boa adsorção de compostos como o ortofosfato e o íon amônio (PELISSARI, 2013).

Em relação às macrófitas, estudos como o de Pelissari (2013) já comprovaram seu potencial de assimilação de nutrientes pela biomassa vegetal e Nivala *et al.* (2013) comprovou sua capacidade de transferir oxigênio para o *wetland*.

De acordo com Philippi e Sezerino (2004), as bactérias são os grupos mais representativos de microrganismos envolvidos no processo de tratamento, sendo os mais importantes na decomposição da matéria orgânica e reciclagem de nutrientes, oxidando a matéria carbonácea e realizando a nitrificação e a desnitrificação. Portanto, o maciço filtrante juntamente com as raízes das macrófitas acabam sendo os principais responsáveis pela aglomeração desses microrganismos e fornecem a superfície para aderência e formação do biofilme microbiano (SEZERINO, 2006).

Como já comentado, a principal diferença nos WCV-FS é a camada de saturação onde o material filtrante fica submerso no efluente sendo tratado pela totalidade do tempo, permitindo uma maior desnitrificação. Essa altura da camada de saturação ideal é um fator decisivo na eficiência de remoção de contaminantes e já foi objeto de pesquisas, como na de Santos (2015). A saturação do maciço filtrante traz maior umidade ao meio, o que ocasiona maior comprimento foliar e vitalidade para as macrófitas. Quando compara-se um *wetland* vertical comum com um WCV-FS, com a mesma carga orgânica e taxa hidráulica aplicadas, há um maior crescimento das macrófitas no WCV-FS e uma maior produtividade média de biomassa seca por área superficial (SANTOS, 2017). Sabe-se que a coexistência de zonas anóxicas, anaeróbias e aeróbias no biofilme é fundamental no processo de depuração do esgoto (VON SPERLING, 2014), portanto essas condições de saturação nos WCV-FS são ideais para a formação dessas zonas e uma maior eficiência de tratamento.

3.2.2 Parâmetros influentes na performance de tratamento do WCV-FS

Além dos principais elementos atuantes no tratamento de esgoto, o regime hidráulico, a carga orgânica aplicada e a hidrodinâmica dos *wetlands* são parâmetros decisivos para essa performance de tratamento. O dimensionamento dos WCV é dependente de taxas hidráulicas e cargas

orgânicas aplicadas sobre área superficial do módulo (IWA, 2017), e objeto de muitos estudos como pode-se observar na Tabela 2.

Tabela 2 - Estudos realizados com WCV-FS

Autor	Descrição do sistema	Composição do maciço filtrante	Saturação de fundo (cm)	Carga orgânica aplicada (gDQO/m².d)	Taxa hidráulica (mm/d)	Concentrações e Eficiências			
						Parâmetro	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Eficiência (%)
Santos <i>et al.</i> (2018)	WCV-FS pós tanque séptico	75cm de areia (d10= 0,29mm e U= 4)	40	41	80	SST	45,7	2,3	96
						DQO	496	45,7	91
						NT	80,4	44,3	45
						N-NH ₄ ⁺	76,5	25,6	66
Sgroi <i>et al.</i> (2018)	WCV-FS pós tanque Inhoff – ciclos 3,5d e 8 pulsos diários	80cm de areia	35	40	133	DQO	277	131	53
						SST	75	25	67
						NT	62	30	52
						N-NH ₄ ⁺	21,2	5	76
Saeed e Sun (2017)	WCV-FS experimentais com diferentes alturas de saturação	94cm de palha orgânica (porosidade 40% e área de superfície 22m²)	14	-	102 e após 51	NT	37,4	21,8	42
			29			N-NH ₄ ⁺	33,4	18,5	44
						NT	37,4	26,5	29
						N-NH ₄ ⁺	33,4	23,7	29
						NT	37,4	24,6	34
			43			N-NH ₄ ⁺	33,4	21,6	35
Pelissari <i>et al.</i> (2017)	WCV-FS (4 células) pós reator anaeróbio compartimentado (avaliada a célula nº 3) – ciclos de 30 dias de alimentação e descanso	10cm brita (3-8mm) no topo; 50cm areia (d10=0,3mm); 10cm brita (3-8mm) no fundo.	20	40	24,5	DQO	154	17	89
						SST	21	3	86
						NT	52	22	58
						N-NH ₄ ⁺	42	2	93

Tabela 2 - Estudos realizados com WCV-FS (continuação)

Autor	Descrição do sistema	Composição do maciço filtrante	Saturação de fundo (cm)	Carga orgânica aplicada (gDQO/m².d)	Taxa hidráulica (mm/d)	Concentrações e Eficiências			
						Parâmetro	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Eficiência (%)
Trein <i>et al.</i> (2015)	Reator anaeróbio compartimentado + WCVD-FS para tratamento de esgoto	10 cm brita; 50 cm areia grossa; 10 cm brita; Total: 70 cm	20	2	11,6	DQO	157	18	88
						SST	26	3	88
						N-NH ₄ ⁺	43	3	93
Kim <i>et al.</i> (2014)	Filtro biológico seguido de adição de cloreto férrico para precipitação de fósforo seguido de WC (Francês com fundo saturado), para tratamento de esgoto sanitário + água residuária da produção de vinho	1º estágio: 80cm de brita (d10 = 1,6mm; d60 = 3,6mm)	40	560 - 1220	-	SST	450	3,4	99
						DBO ₅	286	3,2	99
						DQO	794	25	97
		2º estágio: 80 cm de areia (d10 = 0,16mm; d60 = 1,3mm)	60 - 75			PT	9,5	2,8	70
						NT	71	17	76
						NTK	70	1,6	98
Silveira <i>et al.</i> (2015)	WC - modelo francês de único estágio, para tratamento de esgoto sanitário	15 cm brita (20-40 mm); 20 cm brita (8-20 mm); 35 cm brita (2-6 mm); Total: 70 cm	15	26	230	DQO	108	65	39
						SST	252	60	76
						N-NH ₄ ⁺	44	28	36
						NTK	57	31	46
			25	25	230	DQO	115	57	50
						SST	261	31	88
						N-NH ₄ ⁺	50	24	52
						NTK	63	25	60

Tabela 2 - Estudos realizados com WCV-FS (continuação)

Autor	Descrição do sistema	Composição do maciço filtrante	Saturação de fundo (cm)	Carga orgânica aplicada (gDQO/m².d)	Taxa hidráulica (mm/d)	Concentrações e Eficiências			
						Parâmetro	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Eficiência (%)
Gonzalez <i>et al.</i> (2014)	WCV-FS com diferentes alturas de saturação alimentado com esgoto doméstico	80 cm de cascalho médio e grosso	40	39	170	DQO	268	129	52
						SST	43	22	49
						N-NH ₄ ⁺	194	151	22
						NT	200	160	20
			65			DQO	261	146	44
						SST	50	28	45
						N-NH ₄ ⁺	197	156	21
						NT	204	161	21
Prigent <i>et al.</i> (2013)	Filtro biológico seguido de WCVD-FS de único estágio, para tratamento de esgoto doméstico	40 cm xisto expandido; 15 cm calcário; 50 cm xisto expandido; Total: 105 cm	20	293	380	DQO	977	350	64
						SST	412	98	76
						NT	87	69	21
			40			DQO	977	118	88
						SST	412	30	93
						NT	87	53	39
Andrade (2012)	Sistema piloto - único módulo para tratamento de esgoto sintético	15 cm de brita; 40 cm de areia; 40 cm de brita; Total: 95cm	80	-	126	DQO	301	15	95
						NTK	56	25	55
						P-PO ₄ ³⁺	56	30	46

Tabela 2 - Estudos realizados com WCV-FS (continuação)

Autor	Descrição do sistema	Composição do maciço filtrante	Saturação de fundo (cm)	Carga orgânica aplicada (gDQO/m².d)	Taxa hidráulica (mm/d)	Concentrações e Eficiências			
						Parâmetro	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Eficiência (%)
Langergraber (2008)	WCV em 2 estágios, o primeiro com camada de saturação e o segundo com drenagem livre	1º estágio: 75cm, sendo 50cm de areia (1-4mm), d10: 0.2; d60: 0.8mm; 10cm (4-8mm); e 15cm (16-32mm)	20	80	-	NT	-	-	46
						N-NH ₄ ⁺	-	-	77.2
		2º estágio: 75cm, sendo 50cm, camada principal de areia (0.06-4mm), d10: 1mm; d60: 3mm; 10cm (4-8mm); e 15cm (16-32mm)	Drenagem livre	20	-	NT	-	-	46
						N-NH ₄ ⁺	48.1	0.1	99.8

Fonte: Autoria própria.

3.2.2.1 Regime hidráulico

Em WCV, a principal característica do regime hidráulico é a alimentação intermitente, que promove um grande arraste de oxigênio atmosférico para o material filtrante por meio da convecção e difusão e favorece a nitrificação, ajudando também a evitar uma maior colmatação do meio filtrante porque melhora a degradação microbiana na camada superior do filtro (MOLLE *et al.*, 2006; PHILIPPI; SEZERINO, 2004; BRIX, 1997).

Em estudos como o de Pelissari *et al.* (2013), constatou-se que um dos principais fatores que contribuíram para que a nitrificação ocorresse, além da boa adaptação da microbiota nitrificante, foi essa efetiva transferência de oxigênio no maciço filtrante, devido à alimentação intermitente. Em Santos *et al.* (2018), constatou-se uma elevada eficiência de remoção de DQO ($91 \pm 7\%$) no WCV-FS com carregamento de 41g DQO.m²/d, que pode estar associada com o regime hidráulico operado, intercalando ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias. Em um outro WCV-FS operado com uma carga orgânica semelhante (40g DQO.m²/d) com períodos de alimentação e repouso de 30 dias, houve remoções de DQO inferiores ($60 \pm 19\%$), portanto, o regime hidráulico com períodos de alimentação e repouso menores pode ter beneficiado a mineralização da matéria orgânica no meio e maximizado a remoção de carbono (PELISSARI, 2017).

Pode-se dizer, então, que a alternância de ciclos de alimentação por 3,5 a 4 dias e repouso é considerada importante para o controle do crescimento bacteriano e necessário para manter as condições aeróbias no filtro e assim permitir essa mineralização da matéria orgânica proveniente da retenção dos sólidos suspensos contidos no afluente bruto, que se acumulam na superfície do sistema (MOLLE *et al.*, 2008; TREIN; ZUMALACARREGUI; VON SPERLING, 2018).

Para regiões de clima frio, Platzer (1999) aponta valores de taxa hidráulica variando de 100 a 120 mm/semana, e até 250mm/d em regiões de clima quente, destacando-se valores de 230 mm/d para climas subtropicais (SEZERINO, 2006).

3.2.2.2 Carga orgânica aplicada

Assim como em outras modalidades de *wetlands* construídos, os WCV-FS também acumulam sólidos, principalmente na parte superior do material filtrante, preenchendo o volume dos poros. De acordo com Kadlec e Wallace (2009), a carga orgânica aplicada tem grande papel na ocorrência maior ou menor da colmatação, por isso sistemas operados

continuamente devem receber baixas cargas orgânicas. Já nos sistemas que empregam leitos múltiplos com regime de descanso, a condutividade hidráulica é restaurada durante o período em que o leito não recebe carga.

Em relação ao valor de carregamentos orgânicos, limita-se de 30g DQO.m²/d para climas frios e de 40 a 70g DQO.m²/d em climas quentes (HOFFMAN *et al.*, 2011). Para as condições de clima subtropical encontradas no sul do Brasil, destacam-se valores de 41g DQO.m²/d e 15g SS.m²/d para uma remoção de matéria orgânica superior a 80% e uma efetiva nitrificação (SEZERINO, 2006).

3.2.2.3 Hidrodinâmica

A remoção de poluentes em WC ocorre por meio de uma intensa diversidade de interações entre os sedimentos, o meio suporte, microrganismos, plantas, atmosfera e esgoto que se move dentro do sistema. Esses processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem dentro do *wetland* estão condicionados ao fluxo da água através do sistema, ou hidrodinâmica (KADLEC; WALLACE, 2009).

Muitas reações importantes dependem do tempo de contato entre os constituintes do esgoto, os microrganismos e o meio suporte, tornando esse tempo um dos fatores determinantes no processo de remoção de alguns poluentes (EPA, 2000).

Os curtos-circuitos hidráulicos são definidos como caminhos preferenciais percorridos pelo fluido em um tempo menor do que normalmente deveria ser, caracterizado por baixa transferência de massa e pequena quantidade de movimento com regiões adjacentes. Fatores como curtos-circuitos hidráulicos e características de mistura, dispersão e padrão de escoamento podem formar zonas sem águas residuárias, conhecidas como zonas mortas (LEVENSPIEL, 2000). Algum curto-circuito ou zona morta que ocorra no *wetland* construído, por consequência, produzirá efeitos no tempo de contato real, assim como na velocidade de escoamento e na eficiência do tratamento (EPA, 2000).

Pode-se dizer que o regime de escoamento em reatores não ideais é caracterizado pela curva de distribuição de tempos de residência (DTR), a partir da qual são definidos os regimes de escoamento e parâmetros hidrodinâmicos, e identificam-se essas anomalias mencionadas que podem prejudicar a eficiência por conta da diminuição do volume útil e do tempo de detenção hidráulica necessário ao desempenho da atividade microbiana (CRUZ *et al.*, 2016; LEVENSPIEL, 2000).

O principal método para obter essas informações é pela realização de testes com uso de traçadores inertes, que fornecem um meio de rastrear

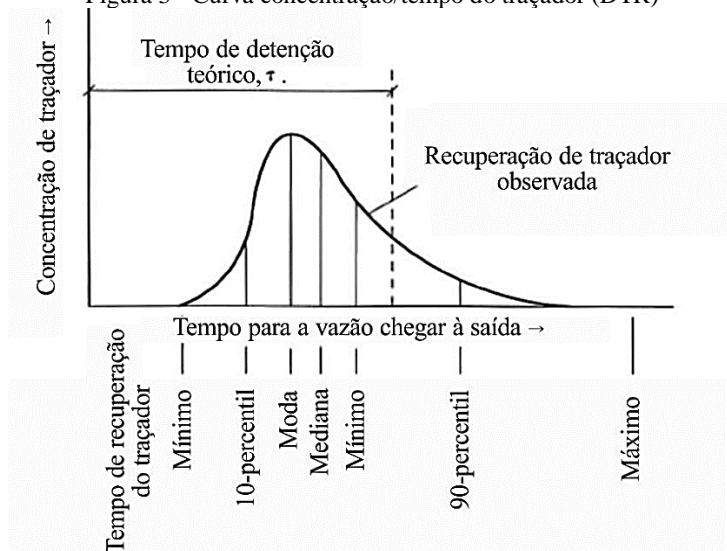
o movimento da água através do *wetland* (HEADLEY; KADLEC, 2007). Uma grande variedade de traçadores já foi utilizada para análises hidráulicas. Qualquer substância pode ser utilizada como um traçador hidráulico, desde que seja muito solúvel em água (representativo), não reaja com esgoto sanitário e os constituintes do *wetland* (inerte e conservador), seja relativamente fácil e barato de analisar, tenha baixa toxicidade e não influencie o padrão de fluxo de uma forma significativa (TAYLOR *et al.*, 1990; WHITMER *et al.*, 2000 apud HEADLEY; KADLEC, 2007). Considera-se um teste com traçador confiável quando há pelo menos 80% de recuperação da sua massa (HEADLEY; KADLEC, 2007).

O teste com traçador, então, é realizado por meio da injeção dessa substância inerte no início do sistema, junto ao afluente, no tempo zero. Ao longo de um período, medem-se as concentrações de saída do traçador em intervalos pré-determinados e essa concentração de saída em função do tempo gera um gráfico e, por meio de modelagens e curva DTR são obtidos parâmetros indicativos do modelo hidráulico que mais represente o escoamento dentro do sistema (PAOLI; VON SPERLING, 2013).

Dois modelos são considerados ideais, o de mistura completa e o de fluxo pistão, mas estudos com traçadores em WC têm demonstrado significativa dispersão dos sistemas (EPA, 2000), ou seja, há modelos intermediários (VON SPERLING, 2014). O modelo que parece se aproximar das curvas obtidas com traçador é o de reatores de tanques em série (SANDOVAL-COBO; PEÑA, 2007; RIOS *et al.*, 2008 apud PAOLI; VON SPERLING, 2013) ou de fluxo disperso. Giraldi *et al.* (2009), por exemplo, modelou um WCV-FS de diferentes alturas de saturação em colunas utilizando de um modelo de fluxo pistão adaptado, com dispersão ao longo do tempo, pois estudos de Werner e Kadlec (2000) já demonstraram que graus intermediários de mistura ocorrem em WCV-FS.

Segundo Metcalf e Eddy (2004), a partir da curva DTR (Figura 3) pode-se estudar a hidrodinâmica dos *wetlands* construídos e calcular alguns dos índices hidrodinâmicos, apresentados na Tabela 3.

Figura 3 - Curva concentração/tempo do traçador (DTR)



Fonte: Metcalf e Eddy (2015).

Tabela 3 - Índices de desempenho hidráulico em WCs

Termo	Definição	Interpretação
τ	Tempo de detenção hidráulico teórico	Pode ser maior ou menor que o TDH real, sendo influenciado por diversos fatores como zonas mortas e curto circuitos
t_i	Tempo em que o traçador aparece pela primeira vez	
t_p	Tempo em que o pico de concentração do traçador é observado (moda)	-
$t_g = TDH_{real}$	Tempo médio para atingir o centróide da curva DTR	-
t_{10}, t_{50}, t_{90}	Tempo no qual 10, 50 e 90% do traçador passou pelo WC	-
t_i / τ	Índice de Curto Circuito	Em um reator ideal pistonado, a razão é 1 e se aproxima de zero com o aumento da mistura
t_p / τ	Índice de tempo de detenção modal	A razão tende a 1 para reatores de fluxo pistonado e para 0 em reatores de mistura completa
$t_g / \tau = e_v$	Índice de tempo médio de detenção ou eficiência volumétrica	Um valor igual a 1 indica que um uso completo do volume está sendo feito. Para valores de razão maiores ou menores indica a presença de zonas mortas ou curto circuitos
$t / \tau = \theta$	Tempo normalizado	Utilizado na construção da curva DTR normalizada e para comparação entre diferentes curvas DTR.

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2015).

Para o cálculo dos principais índices, autores como Kadlec e Wallace (2009), Metcalf e Eddy (2004) e Levenspiel (2000) trazem como principais fórmulas as equações encontradas na Tabela 4.

Tabela 4 - Principais equações dos parâmetros hidrodinâmicos

Tempo de Detenção Hidráulico		Número de Dispersão	
Teórico e Médio		(LEVENSPIEL, 2000)	
(KADLEC; WALLACE, 2009; METCALF; EDDY, 2004)			
$TDH_{teórico} = \frac{\varepsilon \cdot V}{Q} = \tau$	Eq. (1)	$\frac{\sigma^2}{t^2} = 2 \left(\frac{D}{uL} \right) - 2 \left(\frac{D}{uL} \right)^2 \left(1 - \exp \frac{-D}{uL} \right)$	Eq. (4)
$TDH_{médio} \cong \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i}$	Eq. (2)	<i>Sendo que</i> $d = \frac{D}{uL}$	Eq. (5)
Eficiência Volumétrica		Eficiência do Teste do Traçador	
(KADLEC; WALLACE, 2008)		(KADLEC; WALLACE, 2009)	
$e_v = \frac{TDH_{médio}}{TDH_{teórico}}$	Eq. (3)	$M_o = \int_0^{\infty} Q_o C dt$	Eq. (6)
Nº de Tanques em Série			
(KADLEC; WALLACE, 2008)			
$N = \frac{TDH_{médio}}{TDH_{médio} - TDH_{pico}}$		Eq. (7)	
V = volume de efluente do (m³);	d = número de dispersão;		
Q = vazão de entrada (m³/d);	σ² = variância;		
ε = porosidade do meio filtrante;	D = coeficiente de dispersão axial (m²/s);		
C = concentração do traçador na saída (mg/L);	u = velocidade média do fluido (m/s);		
t = tempo monitorado (d)	L = comprimento do reator (m)		
c = concentração de saída (cps)	N = número de tanques em série;		
e _v = eficiência volumétrica (%)	TDH _{médio} = tempo de detenção hidráulico médio obtido pelo teste do traçador (d);		
Q _o = vazão de saída (m³/d);	TDH _{pico} = tempo correspondente a maior concentração detectada (d);		
Mo = massa do traçador recuperada na saída (g);			

Fonte: Adaptado de Paoli e Von Sperling (2013).

4 METODOLOGIA

O presente trabalho encontra-se inserido no projeto de pesquisa intitulado “Filtros plantados com macrófitas (*wetlands* construídos) empregados no tratamento descentralizado de esgotos”. O projeto foi iniciado em 2014 e findou-se em abril de 2018, sendo desenvolvido pelo Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado da UFSC (GESAD). Nesse sentido foi realizado a instalação de dois arranjos tecnológicos de WC, sendo um composto por um sistema híbrido (WCV seguido de um WCH) e o outro um WCV-FS, ambos funcionando como tratamento secundário e avançado, antecedido por tratamento primário via decantodigestor.

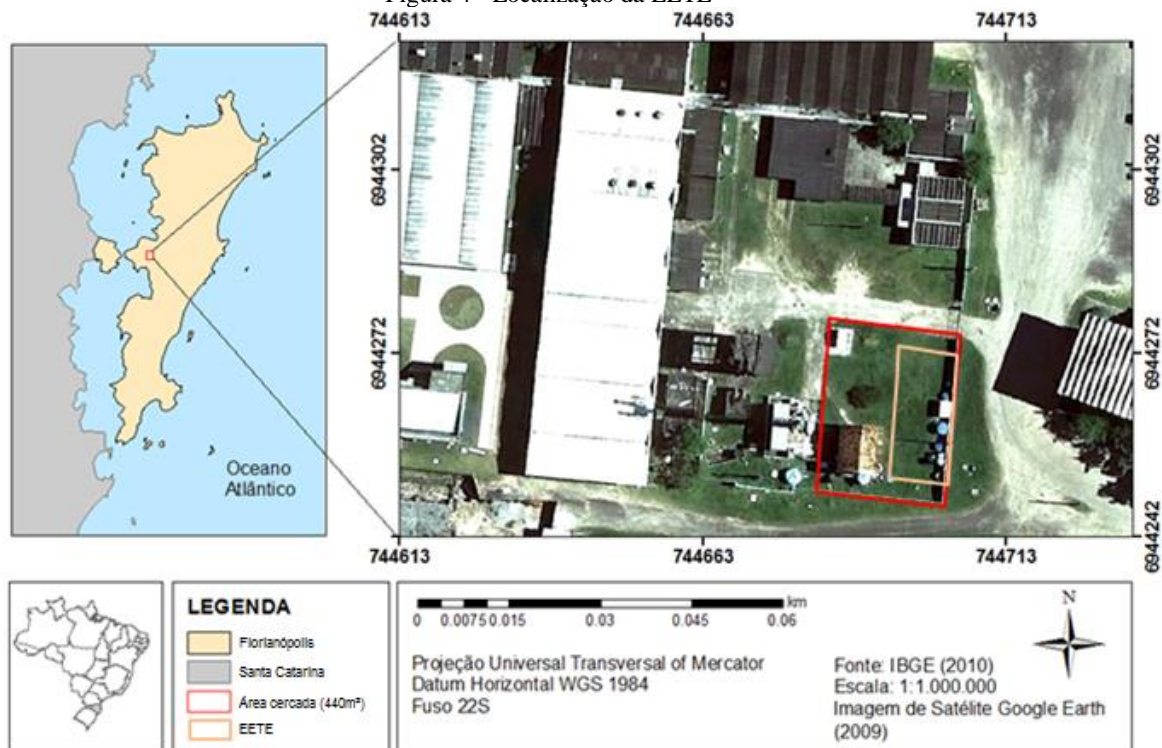
Esta pesquisa foi conduzida apenas no modulo WCV-FS presente na estação de tratamento, o qual encontra-se em operação desde junho de 2015. Para avaliação de desempenho de tratamento do WCV-FS foi utilizada uma série histórica de dados de monitoramento referente a 6 meses de operação da unidade (março a agosto de 2018).

4.1 LOCAL DA PESQUISA

O desenvolvimento dessa pesquisa envolveu atividades de campo (coletas de amostras e acompanhamento operacional do WCV-FS) e também análises em laboratório, desenvolvidas nas dependências da UFSC, no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) e no Laboratório do GESAD, ambos localizados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

A Estação experimental de tratamento de esgoto (EETE) está localizada nas coordenadas 27°36'12.64"S de latitude e 48°31'14.43"O de longitude, dentro da UFSC, próxima ao restaurante universitário. Na Figura 4 é possível observar a localização da ETE.

Figura 4 - Localização da EETE



Fonte: Adaptado de Freitas (2017).

4.2 DIMENSIONAMENTO E PARÂMETROS OPERACIONAIS DO WCV-FS

O WCV-FS foi dimensionado para tratar uma vazão de esgoto equivalente a produzida por 5 habitantes (cerca de 600L/d). A carga orgânica prevista como projeto foi de 41gDQO.m²/d, segundo recomendações de Sezerino (2006). A EETE (Figura 5) foi alimentada por esgoto bruto proveniente da rede coletora da CASAN, a partir de um poço de visita, instalado nas proximidades do sistema. O esgoto foi bombeado até o tanque equalizador e seguiu para o tratamento primário, realizado por um tanque séptico de volume igual a 3000L, o qual operou com alimentação intermitente realizada por bomba, durante 3,5 dias na semana, de segunda a quinta-feira com 4 pulsos diários (8h10, 11h10, 14h10 e 17h10), sendo que na segunda-feira não há o pulso das 08h10 e na quinta-feira não há o pulso das 17:10h.

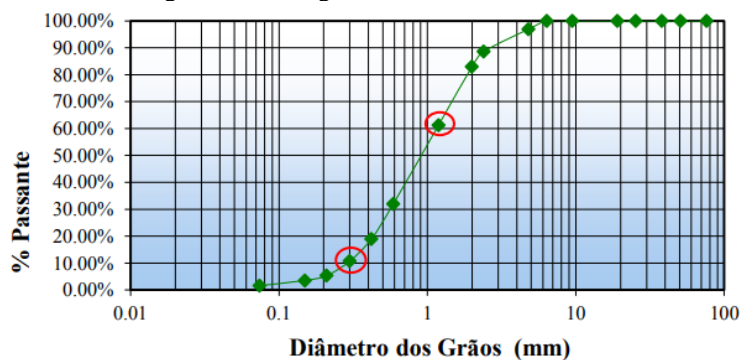
Figura 5 - Esquema do sistema



Fonte: Acervo GESAD.

A estrutura do WCV-FS é de alvenaria e impermeabilizada internamente, tendo uma área de 7,5 m². O WCV-FS é composto por uma camada de 10 cm de brita na zona de drenagem (fundo), seguida de uma camada 62 cm de areia grossa e mais 3 cm de brita no topo, formando uma altura útil de 75 cm. Acima da última camada de brita acomodou-se a tubulação perfurada de distribuição do afluente. Na Figura 6 apresenta-se a curva granulométrica da areia utilizada, a qual possuía $d_{10} = 0,29$ mm, $d_{60} = 1,16$ mm e Coeficiente de Uniformidade (U) = 4 (SANTOS, 2015).

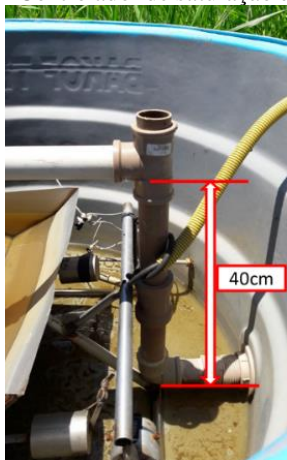
Figura 6 - Curva granulométrica do WCV-FS



Fonte: Santos (2015).

À jusante do WCV-FS está localizado um reservatório de coleta, que contém um controlador de nível em uma altura definida em 40cm de acordo com Santos (2015) (Figura 7), a fim de manter a saturação do sistema. Após o tratamento, o efluente percorre até uma caixa de passagem e o descarte é realizado na própria rede coletora.

Figura 7 - Controlador de saturação do sistema



Fonte: Acervo GESAD.

A espécie de macrófita plantada foi a *Typha domingensis*, conhecida como taboa, com densidade populacional inicial de 4 mudas/m².

4.3 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Em seis meses de monitoramento, analisaram-se os parâmetros pH, alcalinidade, série de sólidos (SS, ST, STV e STF), demanda biológica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), nitrogênio nítrico (N-NO_2^-) e nitrogênio nítrico (N-NO_3^-), esses dois últimos sendo analisados em seu agrupamento de formas oxidadas N- NO_x .

Quinzenalmente, às quartas feiras, após o pulso das 8h10min, foram coletadas amostras em 2 pontos, sendo o primeiro esgoto pós tanque séptico (afluente - entrada) e o segundo efluente (saída) do WCV-FS. As amostras coletadas foram armazenadas em garrafas plásticas e as análises foram realizadas no mesmo dia das coletas no laboratório do GESAD e do LIMA, conforme Figura 8. Os parâmetros analisados seguem as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - APHA (1998), APHA (2005), Vogel (1981) e Cataldo (1975) e estão descritos na Tabela 5.

Figura 8 - Análises nas dependências do GESAD



Fonte: Acervo GESAD.

Tabela 5 – Metodologia aplicada nas análises físico-químicas

Parâmetro	Metodologia
pH	Método direto – potenciométrico (APHA, 2005).
Alcalinidade	Método titulométrico (APHA, 2005).
Série de sólidos	Método gravimétrico (APHA, 2005).
DBO ₅	Método manométrico (APHA, 2005)
DQO	Método colorimétrico – Digestão em refluxo fechado (APHA, 2005).
NT	Método colorimétrico – Digestão de persulfato – kit Hach®.
N-NH ₄ ⁺	Método colorimétrico (VOGEL, 1981).
N-NO ₂ ⁻	Método colorimétrico (APHA, 1998).
N-NO ₃ ⁻	Método colorimétrico (CATALDO <i>et al.</i> , 1975).

4.3.1 Avaliação da carga de saída ao longo da alimentação de um pulso

Foi obtido o comportamento da carga de saída ao longo de todo o volume drenado, referente a alimentação de um pulso do WCV-FS, a fim de conhecer o comportamento da variação de qualidade do efluente.

A avaliação se deu com coletas de amostras de 300 mL ao longo do volume drenado de um pulso da quarta-feira as 08h10min, horário padrão para coletas do GESAD, e foi avaliado em laboratório os parâmetros DQO e N-NH₄⁺, em duplicata. A metodologia utilizada seguiu as recomendações da Tabela 5 do item 4.3.

O primeiro teste foi realizado em junho de 2018 e repetido em setembro de 2018, coletando-se um número de 17 e 10 amostras, respectivamente. A mudança do número de coleta de amostras foi devido a certificação no primeiro teste da não necessidade da coleta de tantas amostras.

Para aferir a vazão de saída, utilizou-se de um basculante (Figura 9) que realiza a contagem de basculadas e as registra através de *data logger* ao longo dos pulsos. Conhecendo o volume do basculante e o registro horário, aferiu-se a vazão.

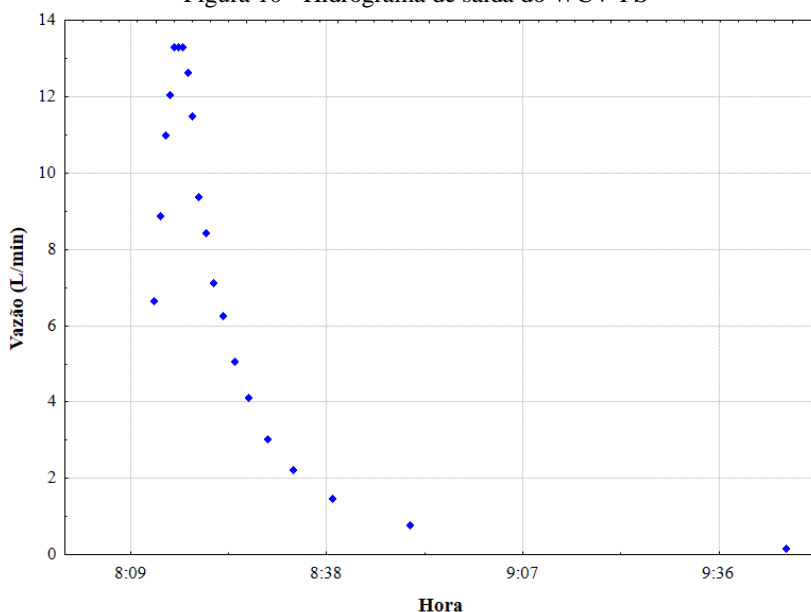
Figura 9 - Aparato aferidor de vazão (basculante)



Fonte: Autoria própria.

Para a estimativa da frequência necessária de coletas para uma boa caracterização do comportamento de saída do efluente de saída, utilizou-se do hidrograma de saída do WCV-FS (Figura 10), priorizando um intervalo menor de coletas para o período de maior vazão (maior número de amostras).

Figura 10 - Hidrograma de saída do WCV-FS



Fonte: Fechine (2019), em fase de elaboração.

A Tabela 6 e a Tabela 7 trazem a frequência de coletas das amostras.

Tabela 6 - Frequência para coleta de amostras para o 1º teste

8:12	8:13	8:14	8:15	8:16	8:17
8:18	8:20	8:22	8:24	8:25	8:30
8:35	8:45	8:55	9:10	9:30	

Fonte: Autoria própria.

Tabela 7 - Frequência para coleta de amostras para o 2º teste

8:12	8:15	8:20	8:35	8:40
8:25	8:30	8:55	9:10	9:30

Fonte: Autoria própria.

Apesar de os dados terem sido coletados somente ao longo do pulso de alimentação e sua resposta, foi possível realizar a extrapolação dos dados para respostas diárias, visto que se conhece a quantidade de pulsos, tempo de operação e demais dados físicos e operacionais do sistema. Por esse motivo, na análise da carga de saída, as unidades dos resultados apresentados estão em g.m²/dia.

4.4 ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS

Utilizou-se do auxílio do software *Microsoft Excel*® e *Statistica 10*® para descrever, analisar e interpretar os dados numéricos das amostras, elaborando-se gráficos do tipo dispersão e *box plot*, e utilizando-se de fórmulas próprias para cálculo de valores de médias, medianas, desvios padrões e valores máximos e mínimos.

4.5 DETERMINAÇÃO DOS INDICADORES HIDRODINÂMICOS

Foram realizados dois testes com traçador salino cloreto de sódio (NaCl), utilizados anteriormente em estudos de WC como os de Freitas (2017) e Matos *et al.* (2015). Sua escolha foi devido à sua fácil aquisição, custo, facilidade e possibilidade de leitura (COTA; VON SPERLING; PENIDO, 2011). O primeiro teste foi realizado em abril de 2018 e repetido novamente em setembro de 2018, tendo duração de 3 dias e meio cada um. Na Figura 11 é possível observar o tanque utilizado para mistura e aplicação de NaCl.

Figura 11 - Tanque utilizado para mistura (vazio) e aplicação de NaCl



Fonte: Autoria própria.

O traçador foi misturado ao efluente no tanque equalizador com o volume de um pulso do WCV-FS (aproximadamente 180L), mais o volume morto abaixo do nível de sucção das bombas (110L) e mais 20L por segurança, somando 310L. Para a calibração deste volume, esvaziou-se o tanque equalizador, retirou-se o lodo de fundo e encheu-se manualmente de forma a contabilizar o volume. Para que esse processo fosse feito somente uma vez, foram medidas as distâncias do topo do tanque equalizador até o nível calibrado com os 310L, adicionando-se também uma bóia (Figura 12) para facilitar a identificação do momento em que o nível do esgoto estivesse próximo da altura desejada.

Figura 12 - Identificação da bóia utilizada para marcação do volume



Fonte: Autoria própria.

Adicionou-se sal de maneira a atingir uma concentração próxima de 10g/L e realizar total mistura com o efluente. Essa concentração já foi utilizada por Freitas (2017) em teste semelhante.

Para leitura da concentração do efluente, utilizou-se um condutivímetro portátil da marca Akso®, modelo AK50 (Figura 13). O registro foi realizado de maneira manual (Figura 14) em planilhas, durante 4 dias, em intervalos de 1 minuto após os pulsos de alimentação durante 60 minutos no primeiro teste e 90 minutos no segundo teste.

Figura 13 - Condutivímetro utilizado para os testes



Fonte: Autoria própria.

Figura 14 - Utilização de condutivímetro para monitoramento de saída do efluente e basculante



Fonte: Autoria própria.

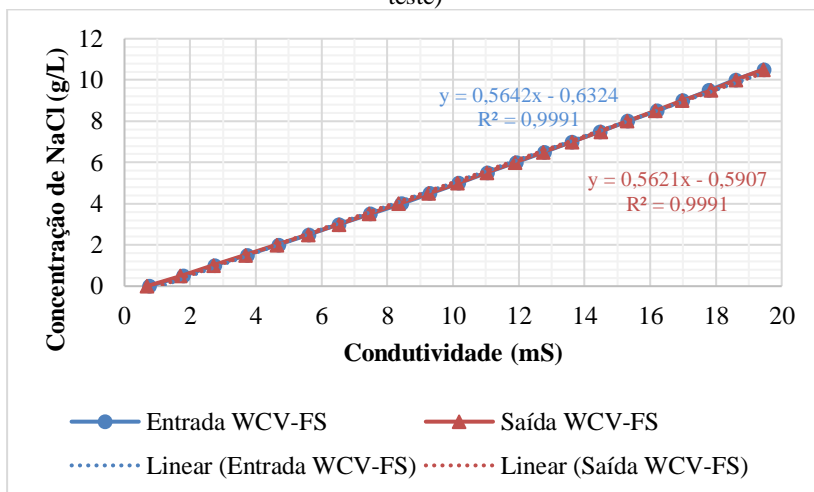
Para interpretação dos valores de condutividade e conhecimento da quantidade de saída de NaCl, fez-se em laboratório (Figura 15) a curva de variação de condutividade elétrica x concentração de NaCl para o efluente do WCV-FS nos dias de ambos os testes (Figura 16 e Figura 17).

Figura 15 - Metodologia para conhecimento da curva concentração x condutividade no WCV-FS



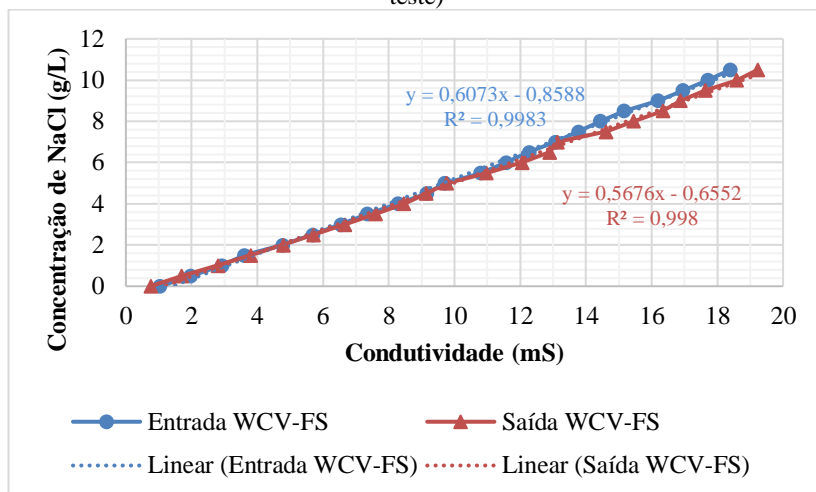
Fonte: Autoria própria.

Figura 16 - Curva da variação da concentração de NaCl x condutividade (1º teste)



Fonte: Autoria própria.

Figura 17 - Curva da variação da concentração de NaCl x condutividade (2º teste)



Fonte: Autoria própria.

Além disso, para medição da vazão de saída do efluente, utilizaram-se duas metodologias: no primeiro teste, utilizou-se do aparato medidor de vazão (basculante, visto anteriormente na Figura 9) e aferiu-se o fluxo de saída do traçador e massa total ao fim do teste; no segundo teste, mesclou-se o primeiro método para períodos de maior vazão com o método balde e cronômetro, que mostrou-se mais preciso ao fim, quando a vazão de saída do efluente era menor.

Durante a realização do teste não foi observado ganhos e/ou perdas de água para o WCV-FS, ou seja, não houve precipitação nem evapotranspiração significativas.

Para a determinação do tempo médio de detenção hidráulica, curva DTR e demais parâmetros hidrodinâmicos, utilizou-se a metodologia e fórmulas descritas no item 3.2.2.3 da revisão bibliográfica.

A Tabela 8 resume as informações dos testes com traçador.

Tabela 8 - Dados gerais dos 2 testes com traçador

<p>Dia de aplicação do traçador (Nota: um dia antes da aplicação do traçador, nos dois testes, esvaziou-se o tanque equalizador e retirou-se o lodo de fundo)</p>	<p>Teste 1: 24 de abril de 2018</p> <p>Teste 2: 14 de agosto de 2018</p>
--	--

Tabela 8 - Dados gerais dos 2 testes com traçador (continuação)

Massa de traçador (NaCl) aplicada no WCV-FS	Teste 1: 1780g Teste 2: 1798g
Volume de aplicação de esgoto no WCV-FS	Teste 1: 180,40L Teste 2: 183,56L
Concentração de traçador aplicada	Teste 1: 9,87g/L Teste 2: 9,79g/L
Vazão considerada para cálculo do TDH_{teórico} (Nota: considerou-se 4 pulsos diários do volume mencionado acima)	Teste 1: 28L/min durante as alimentações, portanto 0,7216m ³ /d Teste 2: 29L/min durante as alimentações, portanto 0,7342m ³ /d
Horário da aplicação do traçador	11h10
Δt para registro de dados no condutivímetro	1 minuto
Duração do pulso	384 segundos
Duração de monitoramento dos ensaios	3,5 dias

Fonte: Autoria própria.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados foram expostos primeiramente em termos de desempenho de tratamento do WCV-FS, posteriormente em relação à variação da remoção de carga ao longo da drenagem de um pulso de alimentação do WCV-FS e, por fim, foram expostos os resultados dos testes com traçador e indicadores hidrodinâmicos resultantes. Em relação ao desempenho e remoção de carga, também avaliou-se o atendimento à legislação vigente quanto a um pulso de alimentação e quanto ao sistema como um todo.

Ressalta-se que os dados abordados nesse estudo compreenderam apenas uma parcela de meses do período de operação da unidade em avaliação (março de 2018 a agosto de 2018).

5.1 DESEMPENHO DE TRATAMENTO

O desempenho de tratamento do WCV-FS está apresentado na Tabela 9. De maneira geral, o WCV-FS apresentou eficiência de remoção de concentrações próxima de 90% para grande parte dos parâmetros analisados, com destaque para a remoção de sólidos suspensos totais (SST) próximo de 99%, demanda biológica de oxigênio (DBO_5) de 91%, demanda química de oxigênio (DQO) de 93%, nitrogênio total (NT) de 37% e nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) de 65% (Tabela 9).

Considerando $7,5 \text{ m}^2$ de área superficial do WCV-FS e uma vazão média diária de 800,8L (31,28L/min a cada um dos 4 pulsos diários, com duração de 384 segundos por pulso), a carga orgânica média aplicada nos 6 meses de operação em termos de entrada foi de $42,5 \pm 8 \text{ g DQO/m}^2\cdot\text{dia}$, sólidos suspensos totais de $7,5 \pm 4 \text{ g SST/m}^2\cdot\text{dia}$, nitrogênio total de $9,1 \pm 2 \text{ g NT/m}^2\cdot\text{dia}$ e $7,2 \pm 1 \text{ g N-NH}_4^+/\text{m}^2\cdot\text{dia}$.

Tabela 9 - Concentrações médias afluentes e efluentes, desvio padrão (DP), medianas, mínimos, máximos e eficiências de remoção dos parâmetros físico-químicos referentes ao período de monitoramento de março a agosto de 2018

Parâmetro		N	Média	Mediana	Mín.	Máx.	DP	Eficiência de remoção (%)
pH	Entrada	8	7,1	7,1	6,5	7,5	0,3	-
	Saída	8	6,1	6,1	5,8	6,4	0,2	
Alcalinidade (mg/L)	Entrada	8	245,6	257,5	65,0	335,0	78,8	77 ± 5
	Saída	8	61,9	65,0	40,0	80,0	15,1	
SST (mg/L)	Entrada	11	70,4	58,0	42,7	187,7	40,0	99 ± 2
	Saída	11	0,0	0,0	0,0	3,0	2,2	
ST (mg/L)	Entrada	10	524,7	508,3	370,0	745,0	121,0	4 ± 32
	Saída	10	490,2	473,3	271,7	728,3	145,2	
STV (mg/L)	Entrada	10	251,5	234,2	171,7	361,7	62,1	21 ± 28
	Saída	10	188,5	172,4	115,0	328,3	58,4	
STF (mg/L)	Entrada	10	273,2	258,3	176,7	425,0	75,3	-
	Saída	10	301,7	295,0	136,7	510,0	109,4	
DBO ₅ (mg/L)	Entrada	8	310,1	320,0	196,0	409,0	72,8	91 ± 2
	Saída	11	24,7	23,0	12,0	40,0	10,5	
DQO (mg/L)	Entrada	11	397,8	363,7	332,3	584,9	71,8	93 ± 2
	Saída	11	27,8	26,7	19,0	42,3	6,9	
NT (mg/L)	Entrada	6	85,0	78,5	60,0	116,0	21,1	37 ± 17
	Saída	5	53,8	47,0	36,0	74,0	16,0	
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	Entrada	11	67,8	63,0	59,0	104,5	13,0	65 ± 18
	Saída	11	24,3	20,0	10,3	60,5	14,0	
N-NO _x (mg/L)	Entrada	11	1,3	1,2	0,4	3,2	1,0	-
	Saída	11	18,2	16,1	10,3	34,6	7,9	
Relação DQO/DBO ₅	Entrada	8	1,3	1,2	0,9	1,9	0,4	-
	Saída	11	1,4	0,9	0,6	2,6	0,7	
Relação C/N	Entrada	6	4,5	4,6	3,1	6,1	1,1	-
	Saída	5	0,6	0,6	0,3	1,2	0,3	

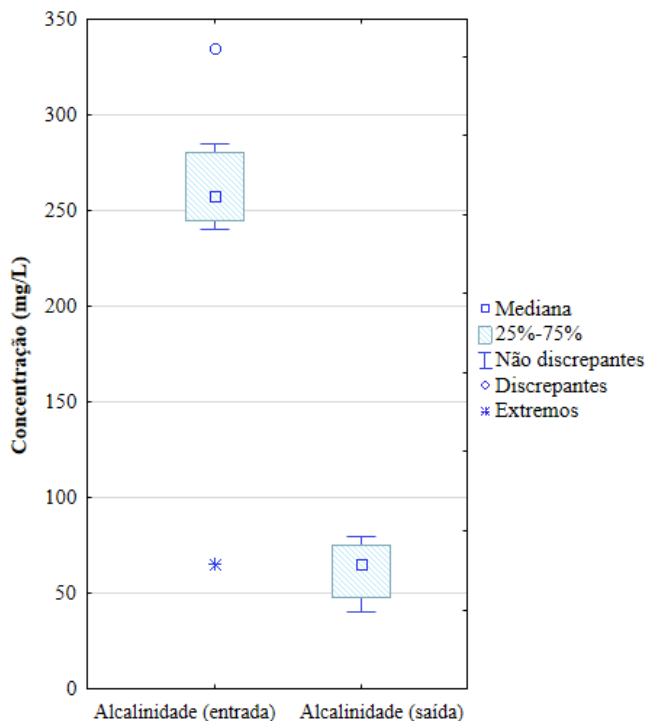
Os valores de pH encontrados no efluente estão próximos da neutralidade ($6,1 \pm 0,2$). Valores de pH longe da neutralidade tendem a afetar taxas de crescimento dos microrganismos, e pH elevados podem proliferar algas em corpos de água superficiais (VON SPERLING, 2014).

A relação DQO/DBO₅ pode variar de acordo com as características do esgoto. Para águas residuárias de origem doméstica, Von Sperling (2014) traz relações entre 1,7 a 2,4, sendo que em um tratamento biológico a tendência é o valor aumentar, devido à redução da fração biodegradável. Como esperado, se obteve um aumento dessa relação na saída do efluente do WCV-FS.

Em relação ao parâmetro C/N, observou-se uma diminuição dessa relação que, segundo Aquino *et al.* (2005), pode ser atribuída ao consumo de carbono pelos microrganismos e liberação de gás carbônico. Apesar disso, autores como Saeed e Sun (2012) frisam que o valor ideal de C/N para promover maiores remoções de nitrogênio pode variar entre diferentes sistemas e arranjos, não havendo um valor de referência fixo para atingir maiores taxas de desnitrificação.

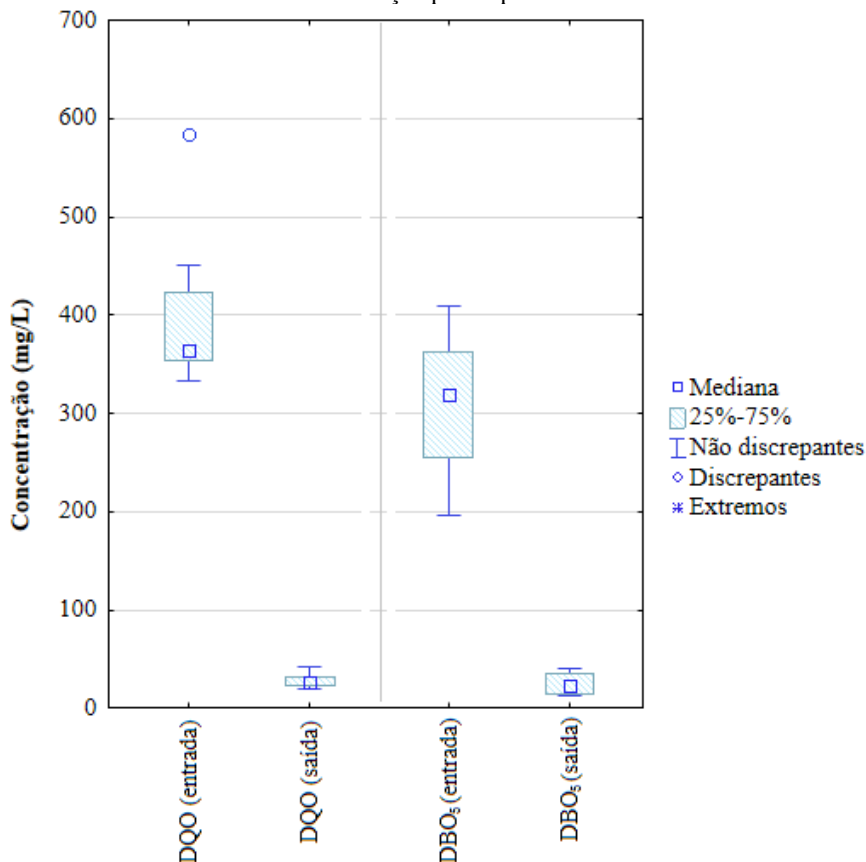
Ao observar os valores de saída de alcalinidade (Figura 18), identificou-se um consumo da mesma (em torno de 77%), indicando uma ocorrência de nitrificação. Estima-se que é consumido em torno de 7mg/L de CaCO₃ a cada 1mg/L de nitrogênio amoniacal oxidado (KADLEC; KNIGHT, 1996; USEPA, 1993).

Figura 18 - Gráfico tipo *box plot* destacando os valores de alcalinidade no WCV-FS em termos de concentração para o período de monitoramento



Em relação a matéria orgânica carbonácea, identificou-se eficiências médias de remoção superiores a 90% tanto para DBO_5 quanto para DQO, liberando o efluente final com valores de concentração próximos a $27,9 \pm 7 \text{ mg/L}$ e $24,7 \pm 10 \text{ mg/L}$ para DBO_5 e DQO, respectivamente (Figura 19). Destacam-se os valores de eficiência da DQO superiores aos obtidos por Sgroi *et al.* (2018) de 53%, trabalhando sob carregamento orgânico similar ($40 \text{ gDQO/m}^2\text{.d}$) e saturação similar (35cm), mas com taxa hidráulica diferenciada (133 mm/d). O valor também é superior ao obtido por González (2014) de 52% para uma altura de saturação de 40cm e carga similar ($39 \text{ gDQO/m}^2\text{.d}$) ao deste estudo, mas com taxa também superior (170 mm/d).

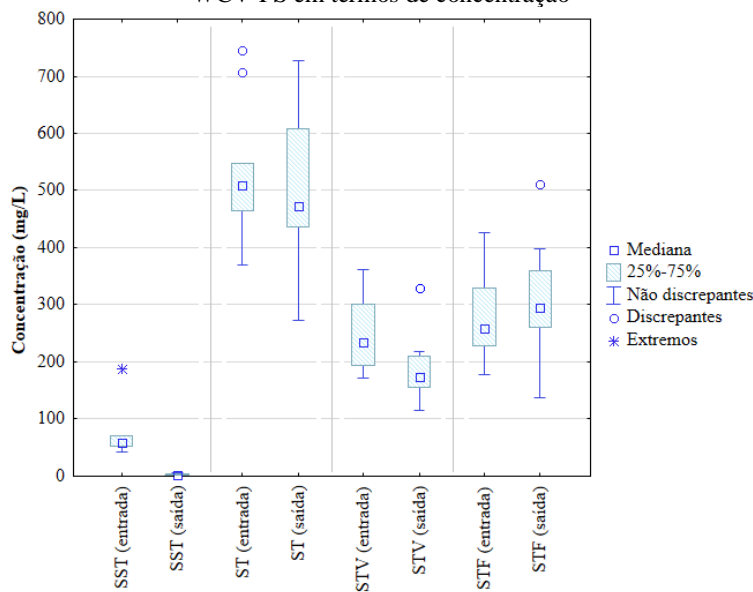
Figura 19 – Gráfico tipo *box plot* destacando os valores de DBO e DQO no WCV-FS em termos de concentração para o período de monitoramento



Para SST, como já comentado, a carga média aplicada no WCV-FS foi de $7,5 \pm 4$ gSST/m².dia, sendo inferior à carga de 15g SS.m²/dia recomendada por Sezerino (2006) para WCV sem saturação de fundo. Durante os seis meses de estudo, o WCV-FS apresentou um excelente desempenho de remoção de sólidos, alcançando remoções em termos de eficiência de $98,9 \pm 2\%$.

Tais resultados de concentrações de entrada e saída da série de sólidos podem ser observados na Figura 20.

Figura 20 - Gráfico tipo *box plot* destacando os valores da série de sólidos no WCV-FS em termos de concentração



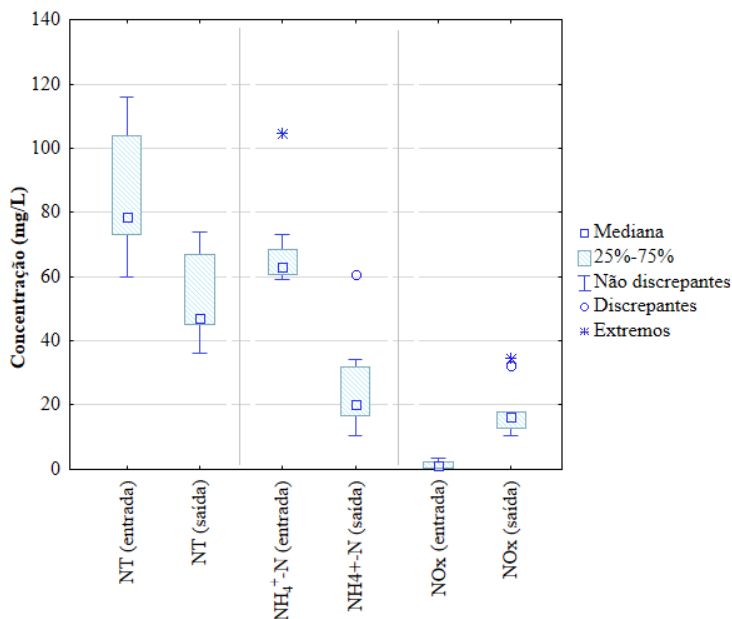
Comenta-se que Pelissari *et al.* (2017) também obtiveram altas remoções de SST, com eficiência de 86%, em um WCVD-FS com altura de saturação de 20cm e carga orgânica similar (40 gDQO/m².d), assim como Sgroit *et al.* (2018) obteve remoções de 67% com carga semelhante (40 gDQO/m².d) e 35cm de saturação.

Em relação aos sólidos voláteis (orgânicos) e fixos (minerais), percebe-se que houve um aumento na quantidade de STF no efluente liberado. Como a quantidade volátil é composta por partículas de matéria orgânica, ela sofre degradação durante o tratamento e é esperado uma diminuição nos STV, assim como a mineralização dos ST e consequentemente aumento nos STF, influenciado também pela contribuição de materiais inertes no substrato do WCV-FS. Aumentos como esse também já foram reportados em estudos como o de Leitão Junior *et al.* (2007), que avaliaram a possibilidade de tratar efluentes frigoríficos experimentalmente em latões com diferentes tipos de macrófitas.

Em termos de concentração de nitrogênio, pode-se observar na Figura 21 que a remoção de nitrogênio total no WCV-FS não foi muito

satisfatória, sendo despejado o efluente final com concentrações na ordem de 54 ± 16 mg/L e atingindo uma eficiência de $37 \pm 17\%$.

Figura 21 - Gráfico tipo *box plot* destacando os valores de NT e outras formas de nitrogênio no WCV-FS em termos de concentração para o período de monitoramento



Nota-se que houve um padrão de aumento significativo nas formas de nitrogênio oxidadas no efluente final, evidenciando o processo de nitrificação. Segundo Platzer (1999), a nitrificação em WCV é um processo biológico comumente esperado, pois a alimentação intermitente e alternada promove maior arraste e difusão de oxigênio para o interior do maciço filtrante e favorece o processo de oxidação do nitrogênio amoniacal para nitrito e posteriormente para nitrato. O efluente final foi liberado com concentrações de NO_x próximas de $18,2 \pm 8$ mg/L.

Apesar da razoável remoção de nitrogênio total, houve grande diminuição na quantidade de nitrogênio amoniacal, em torno de $64,8 \pm 18\%$. Em estudos como o de Pelissari (2017), encontrou-se remoção similar de 68% em um WCV-FS operado com carga de 3g nitrogênio amoniacal/m².dia.

5.2 VARIAÇÃO DA REMOÇÃO DE CARGA AO LONGO DA DRENAGEM DE UM PULSO DE ALIMENTAÇÃO

Dois pulsos de alimentação do WCV-FS foram analisados em momentos diferentes. Ressalta-se que um pulso de alimentação remete-se a aproximadamente 200,2L alimentados em uma vazão média de 31,28L/min em uma área de 7,5m², com 4 pulsos diários com duração de 384 segundos cada. Um resumo dos resultados obtidos e cargas aplicadas e cargas removidas estão apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10 - Resumo das cargas e eficiências obtidas ao longo de um pulso do WCV-FS

		Carga de DQO de entrada (g/m ² .dia)	Carga de DQO de saída (g/m ² .dia)	Eficiência de remoção de carga (%)	Carga de N-NH ₄ ⁺ de entrada (g/m ² .dia)	Carga de N-NH ₄ ⁺ de saída (g/m ² .dia)	Eficiência de remoção de carga (%)
1º Teste	Média	35,4	0,74	97,9	6,6	0,3	95,3
	Desvio	-	0,42	1,2	-	0,2	2,8
2º Teste	Média	52,8	0,27	99,5	5,4	0,25	95,5
	Desvio	-	0,26	0,5	-	0,2	4,4

Levando em conta os dois testes, constatou-se uma remoção média de $43,6 \pm 0,3$ gDQO/m².d e $5,7 \pm 0,2$ gN-NH₄⁺/m².d. O comportamento das cargas de DQO e amônia podem ser observados na Figura 22 para o teste nº 1 e na Figura 23 para o teste nº 2.

Nota-se que as cargas seguiram o mesmo padrão de comportamento do hidrograma de saída do WCV-FS, já visualizado na Figura 10 no item 4.3.1 desse estudo, com maiores cargas em períodos de maior vazão. Isso significa que, ao longo do pulso, não há grande variação na concentração de saída dos poluentes, ou seja, pode-se dizer que as amostras colhidas ao longo do pulso não apresentam grande variação de concentração de DQO e N-NH₄⁺ ao longo da alimentação, apenas aumentam sua carga de saída de acordo com o aumento da vazão de saída.

Figura 22 - Teste nº 1: Compilação do comportamento das cargas de DQO e amônia ao longo de um pulso de alimentação do WCV-FS

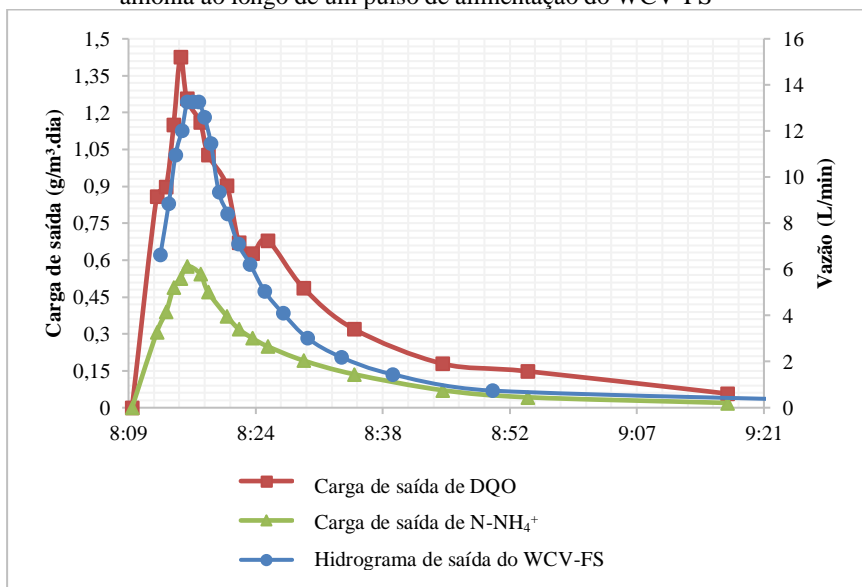
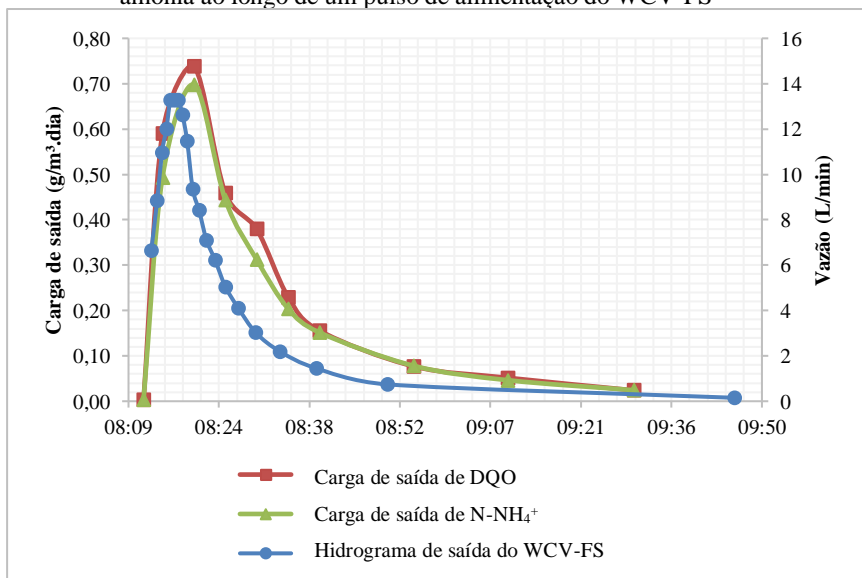


Figura 23 - Teste nº 2: Compilação do comportamento das cargas de DQO e amônia ao longo de um pulso de alimentação do WCV-FS



5.2.1 Atendimento aos parâmetros de lançamento

Apesar do efluente da estação experimental retornar à rede coletora, escolheu-se comparar brevemente os resultados obtidos a título de avaliação desse sistema em uma situação de lançamento, tanto quanto a um pulso de alimentação quanto do sistema como um todo. Os parâmetros comentados e suas respectivas legislações encontram-se resumidas na Tabela 11.

Tabela 11 - Resumo da CONAMA 430/2011 e Lei de SC 14675/2009

Parâmetro	CONAMA (430/2011)	Lei de Santa Catarina (14675/2009)
DBOs	120mg/L ou remoção mínima de 60%	60mg/L ou remoção mínima de 80%
SST	Remoção de 20% (para lançamento em lagoas, lagunas e estuários)**	-
N-NH₄⁺	20mg/L (para lançamento de efluentes de outras origens)	-
pH	5-9	6-9

* Ressalta-se que o efluente também precisa atender ao padrão de lançamento conforme enquadramento do corpo receptor - é necessário avaliar a concentração dos parâmetros no ponto de mistura, respeitando a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

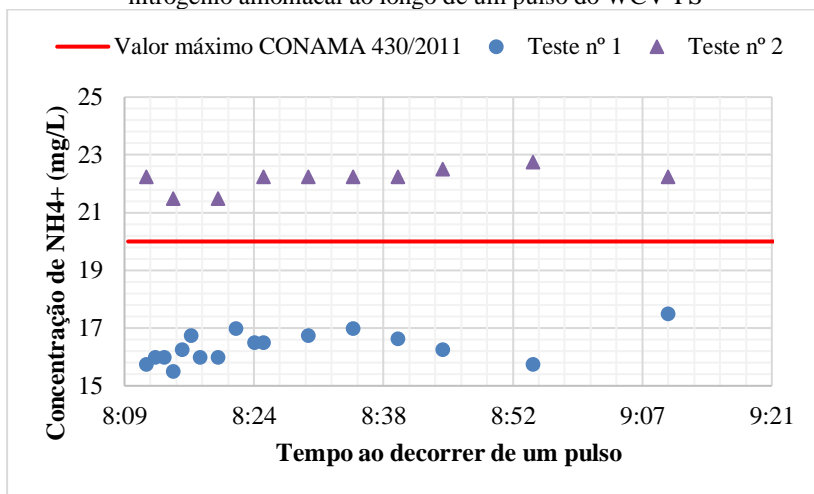
** Apenas para fins comparativos, pois esse valor é para o caso de tratamento prévio a aplicação de emissário submarino, sendo o limite a remoção mínima de 20% após desarenação.

5.2.1.1 Atendimento a legislação quanto a um pulso de alimentação

Visto que os parâmetros analisados em um pulso foram DQO e nitrogênio amoniacal, comparou-se com as determinações de lançamento de efluentes da legislação vigente somente o parâmetro N-NH₄⁺, pois não há legislação que regule a DQO.

Pode-se observar na Figura 24 que não foi levado em conta a carga de lançamento, mas sim a concentração nas coletas das amostras nos horários estipulados. Essa escolha foi devido à uma análise pontual da concentração para constatação ou não de não atendimento da legislação em algum momento do pulso, caso fosse lançado diretamente no corpo receptor.

Figura 24 - Determinação de atendimento à legislação do lançamento de nitrogênio amoniacal ao longo de um pulso do WCV-FS



Nota-se que o teste 1 atendeu em todas as coletas o padrão estipulado pela CONAMA 430/2011, mas durante o pulso 2 não houve atendimento em nenhum momento. Isso pode ser devido à variação das características do esgoto sanitário da rede, condições de precipitação dos dias de análise e outros diversos fatores, sem esquecer que valores superiores a 20mg/L no efluente também já foram observados ao longo da série histórica analisada neste trabalho.

Uma sugestão é pensar em um tanque de mistura para equalização dos efluentes dos pulsos diários antes do lançamento na rede, pois é possível que em algum dos quatro pulsos diários haja algum caso como o teste 2 que, apesar de ter média de lançamento próxima da legislação (em torno de 22mg/L), não chega a atender o CONAMA. Como a concentração média de lançamento do teste 1 foi de 16mg/L, se houvesse uma mistura em proporções iguais desses efluentes a concentração final ficaria em 19mg/L, dentro do permitido.

5.2.1.2 Atendimento a legislação quanto ao sistema como um todo

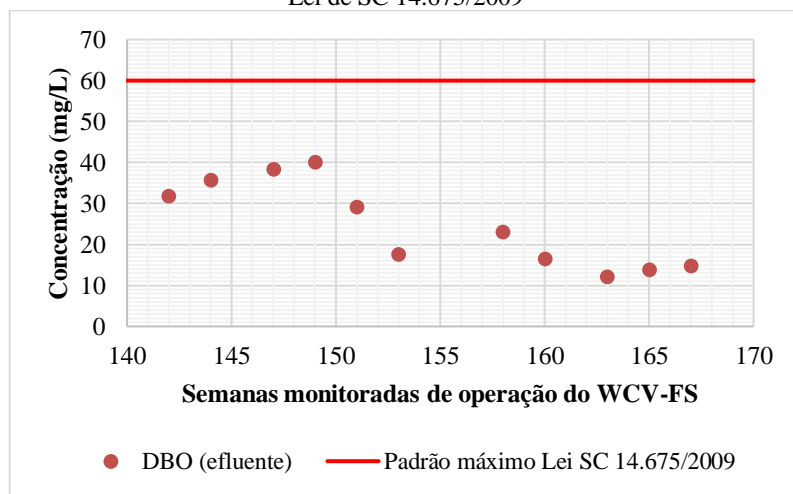
Em geral o pH do efluente encontrou-se dentro das faixas permitidas (entre 6 e 9) para lançamento, tendo uma média de $6,1 \pm 0,2$ durante o período de monitoramento. Durante esse tempo, o valor mínimo encontrado de pH foi de 5,8 e o máximo de 6,4, sendo que apenas uma de

oito amostras teve valor abaixo de 6, totalizando um atendimento à legislação em 87,5% do tempo.

Em relação aos SST, considerando uma eficiência média de $99 \pm 2\%$ de remoção, também se afirma que o efluente está de acordo com remoção de 20% estipulada pelo CONAMA. O valor mínimo encontrado de eficiência durante o período de monitoramento foi de 95,7%, ou seja, durante todo o tempo de monitoramento houve atendimento à legislação.

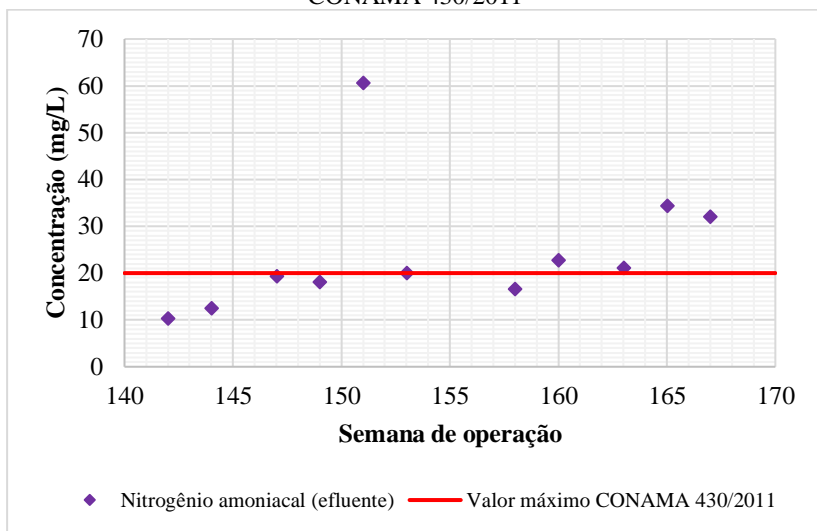
Para DBO_5 , a legislação estadual de Santa Catarina (Lei 14.675/2009) apresenta limite de DBO_5 de 60 mg/L. A Figura 25 apresenta a concentração média de DBO_5 do efluente do WCV-FS e padrão de 60mg/L da Lei de SC 14.675/2009. É possível observar que as concentrações médias de todas as amostras analisadas no tempo desse estudo estão de acordo com a legislação.

Figura 25 - Concentração média de DBO_5 do efluente do WCV-FS e padrão da Lei de SC 14.675/2009



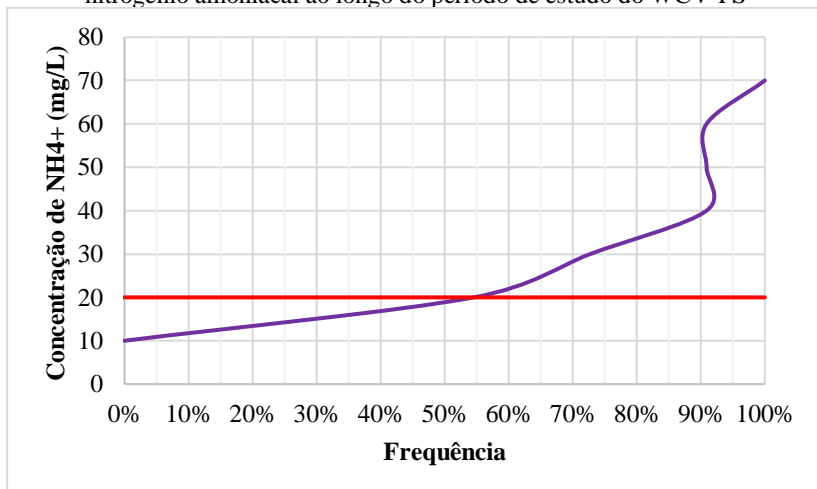
Para nitrogênio amoniacal, como já comentado, há um limite de 20 mg/L. Levando em conta a média de concentração dos efluentes ao longo das semanas acompanhadas, podemos visualizar quais lançamentos estariam de acordo com o padrão na Figura 26.

Figura 26 - Concentração média de amônia do efluente do WCV-FS e padrão CONAMA 430/2011



Em relação à frequência de atendimento à legislação, houve um atendimento em 54,55% das amostras, visualizado na Figura 27.

Figura 27 - Distribuição de frequências das concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal ao longo do período de estudo do WCV-FS



5.3 TESTES COM TRAÇADOR

As curvas de recuperação de massa (curvas E e curvas F) de cada teste são apresentadas na Figura 28 e Figura 29 para o teste nº 1 e na Figura 30 e Figura 31 para o teste nº 2.

Segundo Kadlec e Wallace (2009), a curva E pode ser entendida como um reflexo do comportamento do fluxo dentro do WC, enquanto a curva F irá representar a acumulação dos tempos de detenção hidráulica calculados. Devido à alimentação de pulso e repouso do WCV-FS, a curva E acaba sendo uma compilação de hidrogramas e não necessariamente reflete o comportamento esperado para testes de traçador.

Para o traçado do gráfico de recuperação de NaCl, considerou-se o tempo de duração total de monitoramento (3,5 dias), enquanto para a construção da curva de distribuição dos tempos de detenção hidráulica (curva E) e curva cumulativa dos tempos de detenção (curva F) contabilizou-se apenas o tempo em que havia vazão de saída no WCV-FS. Essa escolha foi devido ao regime de alimentação do *wetland*, pois não fazia sentido contabilizar uma saída de concentração, mesmo que nula, em períodos onde não havia vazão.

Figura 28 - Teste nº 1: (a) Curva de recuperação de NaCl por tempo em resposta ao teste com traçador

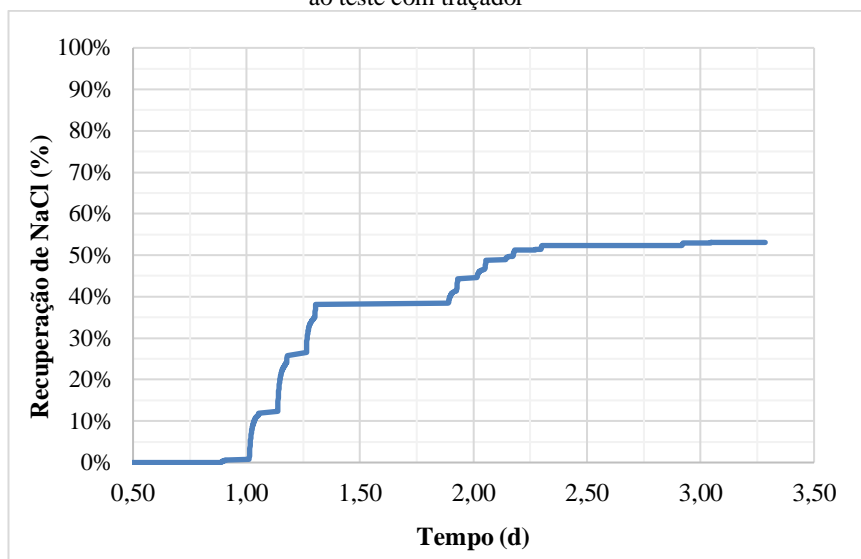


Figura 29 - Teste nº 1: (b) Curva de distribuição dos tempos detenção hidráulica (curva E), e curva cumulativa dos tempos de detenção (curva F)

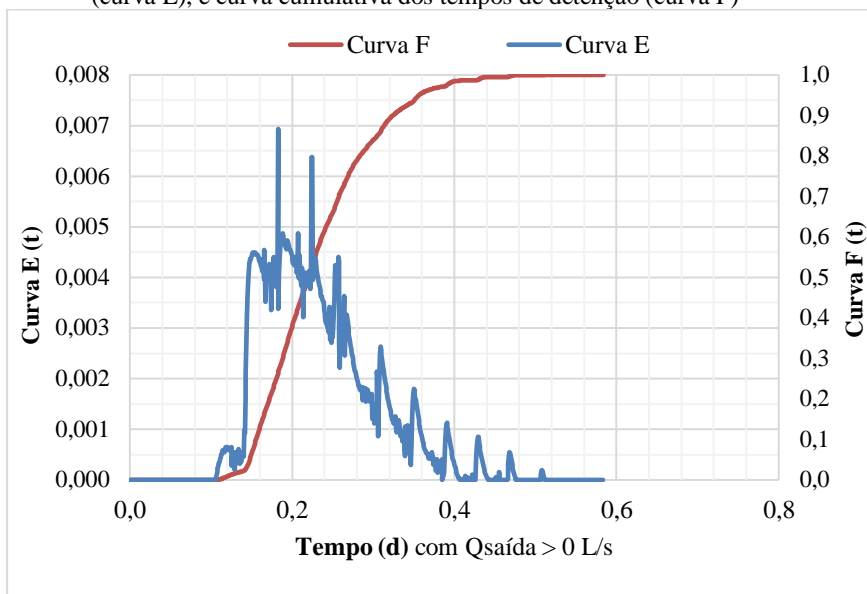


Figura 30 - Teste nº 2: (a) Curva de recuperação de NaCl por tempo de resposta ao teste com traçador

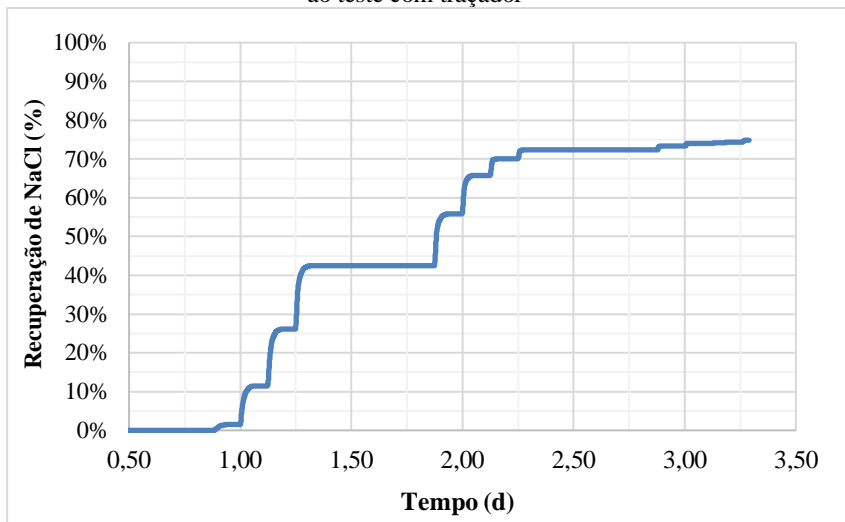
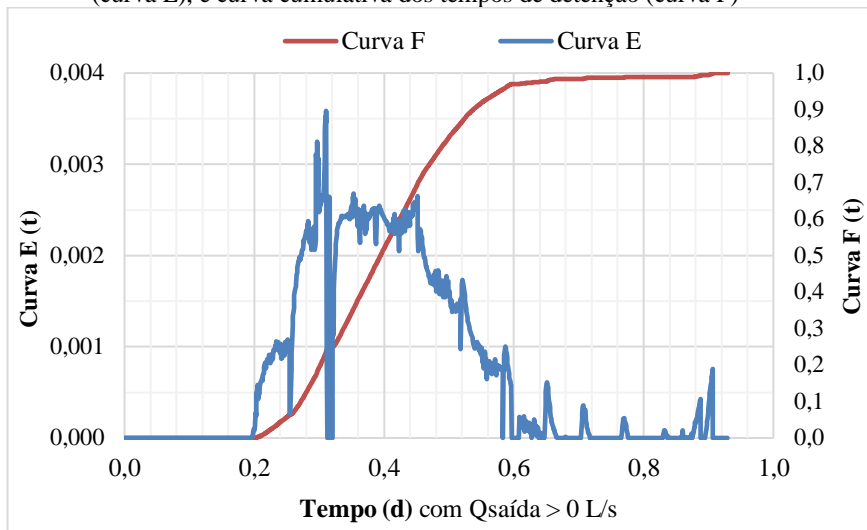
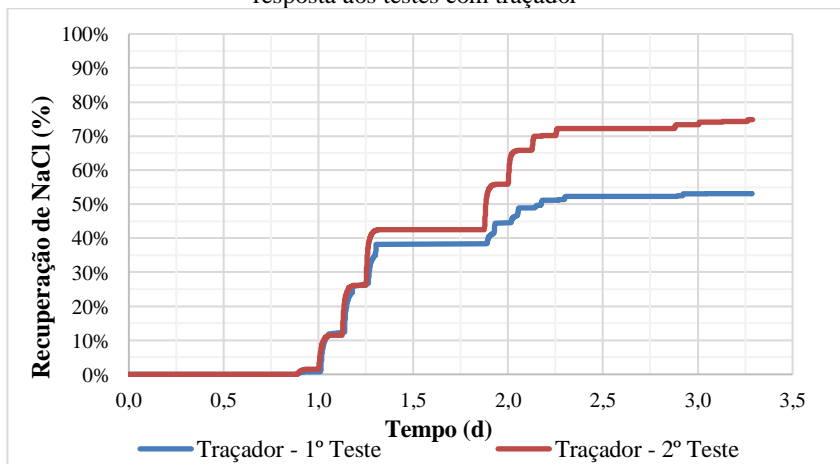


Figura 31 - Teste nº 2: (b) Curva de distribuição dos tempos detenção hidráulica (curva E), e curva cumulativa dos tempos de detenção (curva F)



Para título de comparação dos dois testes, na Figura 1Figura 32 é possível comparar a recuperação de traçador de ambos os ensaios ao longo dos 3,5 dias de monitoramento, sendo a recuperação constante em períodos de repouso do WCV-FS.

Figura 32 - Comparação das curvas de recuperação de NaCl por tempo em resposta aos testes com traçador



5.3.1 Indicadores hidrodinâmicos

Em resposta aos testes com traçador realizados, a Tabela 12 sumariza os indicadores hidrodinâmicos obtidos.

Tabela 12 - Indicadores hidrodinâmicos do WCV-FS referentes aos testes com traçador

Indicador hidrodinâmico	Teste 1	Teste 2
t_i (d)	0,11	0,20
t_p (d)	0,18	0,31
t_{10} (d)	0,15	0,27
t_{50} (d)	0,23	0,40
t_{90} (d)	0,35	0,59
$TDH_{nominal}$ (d)	1,63	1,60
$TDH_{médio}$ (d)*	1,35	1,41
e_v	0,83	0,88
t_{90}/t_{10} (índice de dispersão de Morrill)	2,35	2,18
$t_{10}/TDH_{nominal}$ (índice de tempo mediano de detenção)	0,14	0,25
ICC (índice de curto circuito) (d)	0,07	0,12
ITMR (índice de tempo modal de retenção)	0,11	0,20
Recuperação de massa (%)	53,1	74,8
d - grande intensidade (Levenspiel, 2000)*	0,05	0,05
d - pequena intensidade (Levenspiel, 2000)*	0,04	0,05
N (Kadlec e Wallace, 2009)*	4,46	3,96

* Índices nos quais se contabilizou períodos de vazão igual a zero.

Conforme abordado anteriormente, segundo Headley e Kadlec (2007), um teste com traçador é confiável quando há pelo menos 80% de recuperação da sua massa. No teste nº 1 ocorreu uma menor recuperação do sal em relação ao teste nº2. Esse comportamento pode estar vinculado com a maior carga de SST aplicada no teste nº 1 (6,83g/m².d) em relação ao teste nº 2 (4,18g/m².dia), o qual pode estar associado com o processo de retenção de sólidos no meio filtrante, desencadeando conjuntamente retenção de sal. Apesar disso, pode-se observar que grande parte dos parâmetros resultaram em valores similares.

Os testes demonstraram um bom aproveitamento do volume do reator, acima de 83% de eficiência volumétrica. Isso indica pouca presença de zonas mortas e curto circuitos, sendo que 1 é a indicação de um uso completo do volume do reator (METCALF; EDDY, 2015).

Um valor de índice de dispersão de Morrill igual a 1 equivale a um reator com comportamento de fluxo pistão, enquanto um valor igual a 22 representa um reator de mistura completa (METCALF; EDDY; 2015). O resultado desse teste foi maior que 1, indicando um certo grau de mistura.

Na análise do ICC, os dois ensaios mostraram uma tendência à mistura completa. Para este fator, segundo Metcalf e Eddy (2015), em um reator ideal pistonado, a razão é 1 e se aproxima de zero com o aumento da mistura.

Ainda segundo os mesmos autores, para o Índice de Tempo Modal de Retenção (ITMR) a razão tende a 1 para reatores de fluxo pistonado e a 0 para reatores de mistura completa. Nos dois testes também houve uma inclinação para um reator de mistura completa.

Para o grau de dispersão, valores de d abaixo de 0,05 são considerados como de baixa dispersão, e valores de 0,05 a 0,25 são considerados de dispersão moderada (METCALF; EDDY, 2003). No caso desse estudo, ambos os testes trouxeram resultados de dispersão próximos de 0,05, caracterizando uma baixa dispersão.

Há uma carência de ensaios com traçador em *wetlands* de escoamento vertical, em especial WCV-FS. A título de comparação, Matos *et al.* (2015), empregando o mesmo tipo de traçador, mas em um WCH, obteve recuperação de 66%, ICC de 0,23, ev de 0,75 e número de dispersão d de 0,14, concluindo que havia tendência ao fluxo pistão. Paoli e Von Sperling (2013), também em um WCH, mas com elemento traçador radioativo (^{82}Br), obtiveram um índice de dispersão 0,084 e ev de 0,89, concluindo que os reatores analisados tinham moderado transporte longitudinal e transversal de materiais em velocidades diferentes e regime turbulento moderado.

Um dos poucos estudos realizados em WCV-FS foi o de Giraldi *et al.* (2009), que conduziu testes de traçador para modelagem numérica de um WC em estação piloto em escala real, com área superficial de 33m² e uma altura total do leito de 68cm. Este considerou três situações de regime estático, adaptando a unidade com controladores de nível: saturação total do leito, saturação parcial e insaturação. Nesta ocasião, os autores escolheram empregar um modelo de fluxo pistão com a adição de uma dispersão longitudinal adaptada para condições insaturadas, e obtiveram bons resultados. Ao investigar os graus de mistura, os autores constataram que o grau de dispersão diminuía conforme se aumentava a saturação do leito. Para condições saturadas, o tempo de residência médio era sempre menor do que o tempo de residência nominal, sugerindo a presença de zonas mortas. Essa constatação aplica-se aos resultados desse estudo, onde o TDH_{nominal} médio calculado foi de 1,6 dias e o TDH_{médio}

obtido nos dois testes foi de 1,4 dias. Outra observação dos autores Girardi *et al.* (2009) foi o aumento do grau de mistura dentro do reator em condições de maiores tempos de detenção.

Especula-se que a principal diferença de resultados entre esse teste e o de Giraldi *et al.* (2009) é devido ao tempo de monitoramento, o regime hidráulico operado e a diferença de escalas dos reatores. No estudo dos autores, alimentou-se manualmente e em um único pulso o WCV de 33m² de área superficial, monitorando-se toda a vazão de saída ao longo de apenas um dia. No caso desse estudo, a alimentação foi realizada normalmente e monitorou-se a saída até não se obter mais concentrações de traçador no efluente.

Sabe-se que diversas variáveis podem influenciar na hidrodinâmica de um WC (EPA, 2000; LEVENSPIEL, 2000; KADLEC; WALLACE, 2009; CRUZ *et al.*, 2016), portanto é esperado que, tanto no trabalho de Giraldi *et al.* (2009), quanto em estudos anteriores de Werner e Kadlec (2000), os autores não considerem nenhum dos dois modelos ideais conhecidos pela literatura (fluxo pistão e mistura completa) acurados para representar a hidrodinâmica de um WCV-FS e realizem adaptações conforme características específicas dos seus WCV-FS para uma melhor correspondência.

Para esse estudo, pode-se dizer que o WCV-FS em questão comportou-se de maneira semelhante a um reator de mistura completa com pequeno grau de dispersão e pouca presença de zonas mortas.

6 CONCLUSÕES

Com base no período de estudo de 6 meses de monitoramento de um WCV-FS, empregado no tratamento de esgoto sanitário pós tanque séptico, sob condições de clima subtropical, em operação desde 2015, pode-se concluir que:

- O WCV-FS teve eficiências de remoção em termos de concentração de 91% para DBO_5 , 93% para DQO, 99% para SST, 37% para NT e 65% para N-NH_4^+ ;
- A carga de saída dos poluentes, analisados ao longo de um pulso de alimentação do WCV-FS, seguiu o padrão de comportamento do hidrograma de saída de vazão, não havendo grandes variações de concentração nos poluentes ao longo da drenagem do volume inteiro de um pulso. Constatou-se uma remoção média de $43,6 \pm 0,3 \text{ gDQO/m}^2.\text{d}$ e $5,7 \pm 0,2 \text{ gN-NH}_4^+/\text{m}^2.\text{d}$;
- O efluente do WCV-FS não atende à legislação em relação à amônia em 100% do tempo ao longo de um pulso de alimentação, mas atende em relação à DBO_5 e SST;
- Considerando o estudo hidrodinâmico, o WCV-FS aproximou-se de um regime de mistura completa com baixa dispersão e não houve constatação de grande presença de zonas mortas e curtos circuitos.

O WCV-FS apresenta-se como possibilidade ao tratamento descentralizado de esgoto sanitário, devido a sua capacidade de promover a nitrificação e desnitrificação no mesmo WC, o que reduz a área necessária para tratamento e não gerando gastos adicionais de energia. As concentrações no efluente final de DBO_5 e SST são excelentes, apesar de o efluente final deixar a desejar em atendimento à legislação limitante de amônia. Seria interessante avaliar a possibilidade de uma equalização dos pulsos diários antes do lançamento dos pulsos diretamente no corpo receptor.

7 REFERÊNCIAS

AQUINO, A. M., *et al.* A biota do solo e processos relevantes num novo contexto da agricultura. **Manejo do Solo e adubação para o Estado do Acre**. Rio Branco: Embrapa, Acre, p.121-174, 2005.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20st ed. APHA, Washington. 1998.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. APHA, Washington. 2005.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Conselho Nacional do Meio Ambiente: CONAMA, Brasília, DF, março de 2005.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Conselho Nacional do Meio Ambiente: CONAMA, Brasília, DF, maio de 2011.

BRIX, H. Macrophytes play a role in constructed wetlands? **Water Sci Technol**. v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BRIX, H.; *et al.* The flower and the butterfly constructed wetland system at Koh Phi Phi – system design and lessons learned during implementation and operation. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 729-735, 2011.

BUI, J. J. X. *et al.* A tracer study in a vertical flow constructed wetland treating septage". **World Journal of Engineering**, v. 15(3), p. 345-353, 2018.

CATALDO, D. A. *et al.* Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. **Comum Soil Sci. Plant Anal**. v. 6, p. 71-80, 1975.

COTA, R. S. **Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto**. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). UFMG, Belo Horizonte, 2011.

COTA, R. S.; VON SPERLING, M.; PENIDO, R. C. Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 5, p. 1056-63, 2011.

CRUZ, D. B. *et al.* Avaliação do comportamento hidrodinâmico de reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente com diferentes configurações do sistema de distribuição do afluente utilizando fluidodinâmica computacional. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 4, p. 721–730, 2016.

DONG, Z.; SUN, T. A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands - promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. **Ecological engineering**, v. 31 (2), p. 69-78, 2007.

EPA. Environmental Protection Agency. **Manual constructed wetlands for Municipal wastewater treatment**. EPA 625-R-99-010, US EPA ORD. Cincinnati, 2000.

FECHINE; V. Y. **Critérios de dimensionamento e operação de wetlands construídos verticais empregados no tratamento avançado de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019 (em fase de elaboração).

FONDER, N; HEADLEY, T. The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, v.51, p. 203-211, 2013.

FREITAS, M. N. **Avaliação da hidrodinâmica e desempenho de um wetland construído horizontal componente de um sistema híbrido empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

FREITAS, M. N. **Avaliação do Start Up de Wetland Construído Vertical Descendente com Fundo Saturado Empregado no**

Tratamento de Esgoto Sanitário. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC). Florianópolis – SC, 80p, 2015.

GIRALDI, D. *et al.* Hydrodynamics of vertical subsurface flow constructed wetlands: Tracer tests with rhodamine WT and numerical modelling. **Ecological Engineering**, v. 35(2), p. 265-273, 2009.

GONZÁLEZ, G.M. **Efecto en la Variación de la Altura Laminar en la Remoción de Patógenos y Nitrógeno en Humedales Construidos de Flujo Subsuperficial Vertical Tratando Aguas Residuales Domésticas en Condiciones Tropicales.** Trabajo de Grado de Maestría presentada a la escuela de postgrados. Facultad de Ciencias Ambientales. Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia, 129p. 2014.

HEADLEY, T. R.; KADLEC, R. H. Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 7, n. 3-4, p. 269-282, 2007.

HOFFMANN, H. *et al.* **Technology Review of Constructed Wetlands Subsurface Flow Constructed Wetlands for Greywater and Domestic Wastewater Treatment.** Eschborn: Giz, 2011.

ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. **Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands.** New Jersey: ITRC, 199p, 2003.

IWA – TASK GROUP ON MAINSTREAMING THE USE OF TREATMENT WETLANDS. **Biological Wastewater Treatment Series: Treatment Wetlands**, v. 7, 154p, 2017.

JONG, V. S. W.; TANG, F. E. (2016). Contaminant removal in septage treatment with vertical flow constructed wetlands operated under batch flow conditions. **Water Science and Technology**, v. 73(4), p. 909-915, 2016.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands.** Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 893p. 1996.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands.** 2a ed. Taylor & Francis Group, 1000p, 2009.

KIM, B. *et al.* Performance evaluation of partially saturated vertical flow constructed wetland with trickling filter and chemical precipitation for domestic and winery wastewaters treatment. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 41-47, out. 2014.

LANGERGRABER, G. *et al.* Investigations on nitrogen removal in a two-stage subsurface vertical flow constructed wetland. In: VYMAZAL, J. **Wastewater treatment plant dynamics and management in constructed and natural wetlands**. Cap. 18. 353p. 2008.

LAVROVA, S.; KOUMANOVA, B. Influence of recirculation in a labscale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate. **Bioresource Technology**, v.101, p.1756–61, 2010.

LEITÃO JUNIOR, A. M. *et al.* Sistema de tratamento alternativo de efluentes utilizando macrófitas aquáticas: um estudo de caso do tratamento de efluentes frigoríficos por *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 8, n. 23, ed. especial, p. 8-19, 2007.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas**. 3. ed. São Paulo: Edgard Blucher. 563p. 2000.

MATOS, A. T. *et al.* Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizadas no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Engenharia Agrícola Ambiental**, v. 14, n. 12, p.1311-1317, 2010.

MATOS, M. P. *et al.* . Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. McGraw-Hill Education, New York – NY. 5ª Ed., 2018p, 2004.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. Amgh Editora. 5ª Ed., 2008p, 2015.

MOLLE, P. *et al.* Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behavior of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overload. **Water Research**, v. 40, n. 3, p. 606-612, 2006.

MOLLE, P.; PROST-BOUCLE, S.; LIENARD, A. Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. **Ecological Engineering**, v.34, p.23-29, 2008.

NIVALA, J. *et al.* Comparative analyses of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichtsbach, Germany. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 527-543, 2013.

PAOLI, A. C; VON SPERLING, M; Avaliação das condições hidrodinâmicas de *wetlands* construídos de escoamento horizontal subsuperficial. **Gesta**, v. 1, n. 2, p. 213-222, 2013.

PELISSARI, C. *et al.* Effects of partially saturated conditions on the metabolically active microbiome and on nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, v. 141, p. 185-195, 2018.

PELISSARI, C. *et al.* Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 390-399, 2017.

PELISSARI, C. *et al.* Wetlands construídos de fluxo vertical empregados no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 223-233, 2013.

PELISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

PELISSARI, C. **Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical**. Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis - SC. Ed. do Autor, 144p, 2004.

PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science Technology**, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.

PRIGENT, S. *et al.* Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage Vertical Flow Constructed Wetland (VFCW). **Water Science and Technology**, v. 68, n. 7, p.1461-1467, 2013.

ROUSSO, B. Z. **Avaliação de um sistema híbrido de wetlands construídos empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

SAEED, T.; SUN, G. A comparative study on the removal of nutrients and organic matter in wetland reactors employing organic media. **Chemical Engineering Journal**, v.171, n.2, p.439-447, 2011.

SAEED, T; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v.112, p.429-448, 2012.

SAEED; T. SUN; G. Pollutant removals employing unsaturated and partially saturated vertical flow wetlands: A comparative study. **Chemical Engineering Journal**, v. 325, p. 332–341, 2017.

SANTA CATARINA. **Lei estadual de Santa Catarina nº 14.675, de 13 de abril de 2009**. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. 2009.

SANTOS, M. O. **Definição de altura de saturação do maciço filtrante em wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

SANTOS, M. O. *et al.* Avaliação dos Dois Primeiros Anos de Operação de um *Wetland* Construído Vertical de Fundo Saturado Aplicado no Tratamento de Esgoto Sanitário. **TECNO-LÓGICA**, Santa Cruz do Sul, v. 15, n. 2, p. 25-29, jan./jun. 2018.

SANTOS, M. O. *et al.* **Desenvolvimento e Adaptação da Macrófita *Typha domingensis* em Diferentes Modalidades de Wetlands Construídos**. Artigo - 3º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos, Universidade Católica Dom Bosco, Campo Grande, 10p, 2017.

SANTOS, M. O. *et al.* Influência da saturação de fundo de maciços filtrantes componentes de wetlands construídos verticais aplicados no tratamento de esgoto sanitário. **AIDIS**, v. 9, n. 3, p. 303-316, 2016.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (Constructed Wetlands) no Pós-Tratamento de Lagoas de Estabilização sob Condições de Clima Subtropical**. Dissertação (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SGROI; M. *et al.* Removal of organic carbon, nitrogen, emerging contaminants and fluorescing organic matter in different constructed wetland configurations. **Chemical Engineering Journal**, v. 332, p. 619–627. 2018.

SILVEIRA, D. D. *et al.* Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 77, p. 257-264, abr. 2015.

TORRENS, A. *et al.* Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. **Water Research**, v. 43, p. 1851-1858, 2009.

TREIN, C. M.; ZUMALACARREGUI, J. A. G.; VON SPERLING, M. Comportamento diário ao longo do período de alimentação do primeiro estágio do sistema francês de *wetland* vertical em termos de remoção de matéria orgânica e amônia. **TECNO-LÓGICA**, Santa Cruz do Sul, v. 22, n. 1, p. 06-11, 2018.

TREIN, C. M. *et al.* Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v.15, n.4, p. 351-367, out./dez. 2015.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Nitrogen control manual**. EPA/625/R-93/010. Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, 311p. 1993.

VOGEL, A. L. **Análise inorgânica qualitativa**. 4 ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 690p, 1981.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. v.1, 4 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG. 2014.

VYMAZAL, J. Constructed *Wetlands* for Wastewater Treatment. **Water Research**, v. 2, p. 530-549, 2010.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed *wetlands*. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 48–65. 2007.

WERNER, T. M.; KADLEC, R. H. Wetland residence time distribution modeling. **Ecological Engineering**, v. 15, p. 77-90, 2000.

WPC – Water Pollution Control. **Nutrient Control**. Manual of Practice FD-7 Facilities Design. Water Pollution control Federation. 1983. 203 p.

8 APÊNDICE

8.1 Dados brutos do monitoramento físico-químico

Ponto 2 – Afluente do WCV-FS

Semana de operação	Data	SS	ST	STV	STF	pH	Alcali- nidade	DQO	DBO ₅	Rel. DQO/ DBO ₅	NT	Rel. C/N	N- NH4+	N- NO2-	N-NO3-
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L		mg/L	mg/L	
142	07/03/18	48,33	370,00	193,33	176,67			354,245	315	1,1			60,5	0,12	0,25
144	21/03/18	68,33	516,67	236,67	280,00	7,16	240	363,655	331	1,1	104	3,5	60,5	0,135	0,25
147	11/04/18	58,00				7,33	250	363,15	393	0,9	60	6,1	60	0,13	0,25
149	25/04/18	69,67	383,33	193,33	190,00	6,47	250	376,45	409	0,9			59	0,16	0,6
151	09/05/18	56,33	528,33	300	228,33	7,18	285	422,265	325	1,3	83	5,1	73	0,12	1,25
153	23/05/18	53,00	465,00	223,33	241,67	7,09	275	417,17	277	1,5			68	0,17	0,7
158	27/06/18	69,67	485,00	231,67	253,33			332,31	196	1,7	73	4,6	62	0,135	1,35
160	11/07/18	68	546,67	283,34	263,33			451,18	235	1,9			66,5	0,125	2,1
163	01/08/18	52,67	745,00	320,00	425,00	6,9	265	348,55			74	4,7	68,5	0,14	3,1
165	15/08/18	42,67	500,00	171,67	328,33	7,46	65	361,415			116	3,1	104,5	0,165	1
167	29/08/18	187,66	706,67	361,6667	345,00	6,99	335	584,93					63	0,12	2,35

Ponto 3 – Efluente do WCV-FS

Semana de operação	Data	SS	ST	STV	STF	pH	Alcali- nidade	DQO	DBO ₅	Rel. DQO/ DBO ₅	NT	Rel. C/N	N- NH ₄ ⁺	N- NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
		mg/ L	mg/L	mg/L	mg/L		mg/L	mg/L	mg/L		mg/L		mg/L	mg/L	mg/L
142	07/03/18	0,00	285,00	148,33	136,67			27,285	31,7	0,9			10,25	0,005	17,095
144	21/03/18	0	608,33	210,00	398,33	5,8	40	32,29	35,6	0,9	45	0,7	12,5	0,05	34,55
147	11/04/18	0,00				6,41	75	26,65	38,3	0,7	47	0,6	19,25	0,07	16
149	25/04/18	1,74	561,67	203,34	358,33	6,17	45	22,9	40	0,6			18,00	0,01	15,05
151	09/05/18	0	441,67	181,67	260	6,06	65	19,62	29	0,7	67	0,3	60,5	0	16,55
153	23/05/18	0,29	436,67	161,67	275,00	6,16	80	24,51	17,5	1,4			20,00	0	12,65
158	27/06/18	3,00	495,00	163,03	331,97			42,33	23	1,8	36	1,2	16,50	0,005	12,55
160	11/07/18	0,86	271,67	115,00	156,67			29,48	16,4	1,8			22,75	0	15,6
163	01/08/18	1,86	621,67	328,33	293,33	6,06	50	26,69	12	2,2			21,00	0	10,3
165	15/08/18	0,00	728,33	218,33	510,00	6,06	65	35,52	13,7	2,6	74	0,5	34,25	0,01	17,6
167	29/08/18	0,00	451,67	155,00	296,67	6,2	75	18,97	14,7	1,3			32,00	0	32,3